Konferenzbeiträge / Atti / Proceedings

Riqualificazione fluviale e gestione del territorio

2° Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale
Bolzano, 6–7 novembre 2012

A cura di
G. Trentini, M. Monaci, A. Goltara,
F. Comiti, W. Gallmetzer, B. Mazzorana

bu,press
bozen
bolzano
university
press

Konferenzbeiträge / Atti / Proceedings

Riqualificazione fluviale e gestione del territorio

2° Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale
Bolzano, 6–7 novembre 2012

A cura di
G. Trentini, M. Monaci, A. Goltara,
F. Comiti, W. Gallmetzer, B. Mazzorana

Comitato organizzatore
Andrea Goltara, Marco Monaci, Giuliano Trentini – CIRF
Rudolf Pollinger, Willigis Gallmetzer,
Judith Weissensteiner, Bruno Mazzorana – Provincia Autonoma di Bolzano, Ripartizione opere idrauliche
Francesco Comiti – Libera Università di Bolzano

Comitato scientifico
Walter Bertoldi – Università di Trento
Bruno Maiolini – Fondazione Edmund Mach (TN)
Maria Rita Minciardi – ENEA
Nicola Surian - Università degli Studi di Padova
Stefan Zerbe – Libera Università di Bolzano

Curatori degli atti
Giuliano Trentini – Coordinatore
Andrea Goltara, Marco Monaci, Francesco Comiti, Willigis Gallmetzer, Bruno Mazzorana

Selezione, valutazione e revisione degli interventi
Walter Bertoldi, Bruno Boz, Francesco Comiti, Giuseppe Dodaro, Willigis Gallmetzer,
Andrea Goltara, Giancarlo Gusmaroli, Rocco Lafratta, Bruno Maiolini, Bruno Mazzorana,
Maria Rita Minciardi, Marco Monaci, Nicola Surian, Giuliano Trentini, Stefan Zerbe

Grafica e impaginazione
Bruno Boz e Anna Polazzo

Con il patrocinio di

1a edizione
www.unibz.it/universitypress

ISBN 978-88-6046-054-7

Design: DOC.bz

Indice

Memorie relative agli interventi
della sessione orale del

2° Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale

Ampliamento dell’alveo del Torrente Aurino a Tures

Presentazione

Il presente volume raccoglie gli atti del 2° Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale tenutosi a Bolzano il 6 e 7 novembre 2012 organizzato da CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale), Ripartizione Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano e Libera Università di Bolzano.

La riqualificazione fluviale sta diventando in molti Paesi europei un approccio consolidato per la gestione dei corsi d'acqua, con benefici riconosciuti che non si limitano alla salvaguardia degli ecosistemi fluviali, ma che includono rilevanti servizi ambientali, consentendo di implementare in modo coordinato ed integrato a importanti direttive comunitarie. Direttiva 2000/60/CE "Acque", Direttiva 2007/60/CE "Alluvioni", gestione della Rete Natura 2000, nuova PAC sono solo alcuni degli ambiti in qui è ormai urgente che anche in Italia la riqualificazione fluviale passi dall'enunciazione di buoni principi alle soluzioni concrete e all'implementazione ad una scala adeguata alle sfide e agli obblighi normativi in gioco.

Questi atti, attraverso un percorso articolato in 36 memorie, contribuiscono a delineare lo stato dell'arte della riflessione teorica e della pratica della riqualificazione fluviale in Italia. I contributi qui raccolti, al pari dei lavori del convegno, sono organizzati in cinque sessioni tematiche:

- riqualificazione fluviale e conservazione della biodiversità;
- monitoraggio degli interventi di riqualificazione fluviale;
- aspetti metodologici e normativi;
- riqualificazione fluviale e gestione del rischio idraulico;
- riqualificazione fluviale e produzione idroelettrica.

Il carattere degli interventi selezionati è prevalentemente operativo, con l'obiettivo da un lato di mettere a confronto esperienze, quesiti e prospettive in stretta connessione con le politiche e i processi di implementazione in atto, dall'altro di creare un'interfaccia tra il mondo della ricerca e quello dell'applicazione concreta dei risultati.
Dalla lettura delle memorie appare come negli ultimi anni in Italia si stiano progressivamente moltiplicando iniziative volte al ripristino e alla salvaguardia della funzionalità (ecologica e idromorfologica) del reticolo idrografico. Tuttavia, anche quando dalla pianificazione si arriva all'effettiva implementazione, nella maggior parte dei casi, vengono affrontate su territori ampi problematiche molto specifiche (la deframmentazione del reticolo idrografico per la fauna ittica, o la conservazione di una data specie) oppure vengono attuate misure di riqualificazione di tratti di dimensioni molto limitate rispetto ai fattori di pressione in gioco. Stentano per ora ad imporsi iniziative di più ampio respiro, che puntino a recuperare spazio e dinamiche più naturali per lunghi tratti, come già avviene in altri Paesi europei. Una delle principali ragioni per questo livello di ambizione ancora limitato risiede sicuramente nella scarsa consapevolezza dei potenziali benefici. Servono, ad esempio, ulteriori sforzi nel chiarire che funzionalità ecologica del reticolo idrografico e gestione del rischio connesso alle alluvioni non sono intrinsecamente in contrasto, e che dare più spazio ai fiumi può consentire di perseguire entrambi gli obiettivi, ridurre i costi di gestione e avere un territorio complessivamente più resiliente. Solo diffondendo questo tipo di comprensione, supportandola con analisi credibili e dati di fatto (qualche contributo in tal senso è presentato anche in questo volume), si potrà costruire il consenso culturale e sociale necessario ad una riqualificazione dei corsi d'acqua di più ampio respiro.
Ci auguriamo che i contributi qui raccolti, possano dare un valido contributo in tal senso.

I curatori

Giuliano Trentini, Marco Monaci, Andrea Goltara, Francesco Comiti, Willigis Gallmetzer, Bruno Mazzorana

SESSIONE 1

Riqualificazione fluviale e conservazione della biodiversità

Deframmentazione del reticolo fluviale lombardo: stato dell'arte e prospettive

Cesare Mario Puzzi – GRAIA Srl, Massimo Sartorelli – GRAIA s.r.l., Gaetano Gentili – GRAIA s.r.l., Alberto Lugoboni – Regione Lombardia, Tiziano Putelli – Repubblica e Cantone del Ticino

Sommario

Una delle principali minacce alla conservazione della biodiversità è la frammentazione degli habitat. Per contrastare tale minaccia è possibile realizzare dei "corridoi ecologici" che, collegando habitat isolati, permettono alle popolazioni animali terrestri di spostarsi e aumentare quindi le loro possibilità di sopravvivenza. Il gruppo di vertebrati più numeroso e, in Italia, più ricco di endemismi è rappresentato dai pesci, i cui unici corridoi ecologici percorribili sono i fiumi; purtroppo, nell'ultimo secolo queste vie d'acqua hanno subito tra le tante alterazioni anche un'intensa frammentazione a seguito della realizzazione di una imponente quantità di opere trasversali, contribuendo all'estinzione o al declino di numerose popolazioni ittiche. Per contrastare questa reale minaccia sono attuabili alcuni interventi di deframmentazione, complessi e costosi soprattutto sui grandi fiumi, che consistono nei cosiddetti "passaggi artificiali per pesci". In Regione Lombardia, i cui grandi fiumi di pianura e di fondovalle corrispondono nella loro quasi totalità a corridoi primari, il processo di deframmentazione è stato avviato da alcuni anni con risultati importanti e con nuove iniziative tuttora in corso che mirano a riaprire orizzonti di percorribilità ittica da tempo preclusi ai pesci in risalita. Tutto ciò è stato possibile anche grazie al fatto che in Lombardia la Rete Ecologica Regionale è da pochi anni entrata a pieno titolo nella pianificazione territoriale. Proprio il territorio lombardo è l'ambito di pertinenza di questo articolo, che mira a fare il punto sullo stato dell'arte in tema di deframmentazione fluviale, passando in rassegna le più recenti ed importanti opere realizzate, con maggiore risalto per quelle che, per dimensioni e per collocazione geografica, meritano un'attenzione particolare.

1. Introduzione

La continuità dei corsi d'acqua riveste un ruolo fondamentale nella conservazione del patrimonio ittico; essa è un elemento essenziale non solo per la conservazione delle specie ittiche vagili all'intero del loro *home range* ma anche delle specie più fortemente sedentarie (Quiròs, 1989) ai fini della conservazione dell'intera comunità ittica, in quanto ne favorisce la resilienza ad eventi catastrofici improvvisi, ne garantisce i contatti di flusso genico e, dunque, il successo adattativo. Di fatto, la maggior parte delle specie ittiche ha l'esigenza di effettuare spostamenti lungo i corsi d'acqua per motivi di carattere trofico, legati alla ricerca del cibo, e/o per motivi di carattere riproduttivo. Questi spostamenti possono avvenire nell'arco temporale di una giornata, di una stagione, di un anno o di più anni e compiersi all'interno del medesimo bacino idrografico oppure svolgersi anche al di fuori di esso, in vere e proprie migrazioni da o per il mare (Nikolsky, 1993). Considerando l'ittiofauna nativa lombarda, quest'ultimo è il caso di *Anguilla anguilla*, specie catadroma, e delle anadrome *Acipenser naccarii*, *Acipenser sturio* e *Huso huso* (le ultime due oggi estinte nei nostri bacini). Oltre ai grandi migratori in grado di percorrere migliaia di chilometri, numerose specie si spostano, spinte da esigenze diverse, per tratti più modesti, rimanendo all'interno del medesimo corso d'acqua o bacino idrografico. Un tipico esempio è quello delle trote (per la Lombardia: trota marmorata, *Salmo (trutta) marmoratus*, e trota fario, *Salmo (trutta) trutta*) che compiono brevi spostamenti nell'arco della giornata per raggiungere i siti di alimentazione, molto vicini alle zone di rifugio, mentre in autunno, all'approssimarsi del periodo riproduttivo, effettuano spostamenti verso monte di maggiore entità e risalgono i fiumi per raggiungere aree idonee alla deposizione e incubazione delle uova. Numerosi sono poi i casi degli spostamenti da e per i laghi che coinvolgono numerosi Ciprinidi (*Leuciscus cephalus*, *Chondrostoma genei*, *Barbus plebejus*, *Barbus meridionalis caninus*, *Alburnus alburnus alborella*) o altri pesci come il Gadide, *Lota lota*.

È, dunque, evidente che la mitigazione delle opere di interruzione dei corsi d'acqua, attraverso la realizzazione di dispositivi per il passaggio della fauna ittica funzionanti ed efficaci, costituisce un intervento a favore di tutta la

fauna ittica e, più in generale, degli ecosistemi e della rete ecologica naturale, in quanto contribuisce al loro equilibrio, non solo intervenendo direttamente sui pesci e dunque, indirettamente, sui rapporti tra essi e le altre componenti ecosistemiche, ma anche, a seconda delle proprie caratteristiche costruttive e strutturali, direttamente su altri elementi e comparti, biotici o abiotici, degli ecosistemi fluviali. All'interno del reticolo idrico naturale lombardo il problema dell'interruzione artificiale della libera percorribilità ittica dei corsi d'acqua è molto diffuso, coinvolgendo sia grandi sistemi di pianura sia piccole realtà di montagna –dove la diffusione del fenomeno è ancor più capillare– a causa della presenza imponente di opere di sbarramento a servizio dello sfruttamento industriale, energetico e/o irriguo, della risorsa idrica, che nella gran parte dei casi creano ostacoli del tutto insormontabili per i pesci. In Lombardia, peraltro, il ripristino della continuità fluviale assume una particolare rilevanza e criticità per via della ricchezza e della peculiarità del patrimonio ittiofaunistico locale. Il territorio regionale, infatti, con il tratto lombardo di Fiume Po ed i suoi maggiori affluenti di sinistra orografica (Ticino, Adda, Oglio, Mincio), i grandi e piccoli laghi prealpini, le risorgive e i fontanili, i torrenti e i laghi di montagna, nonché con la fitta rete di rami fluviali, rogge e canali che innervano tutta la regione, dalle Alpi alla bassa Pianura Padana, è il più ricco di specie ittiche d'acqua dolce native italiane.

In Lombardia si contano almeno 38 specie ittiche autoctone; in Tabella 1 si riporta l'elenco delle specie native lombarde oggi viventi e per ciascuna si segnalano gli habitat naturalmente colonizzati. Dal punto di vista del valore conservazionistico, numerose specie costituiscono vere e proprie emergenze faunistiche: 17 sono sub-endemiche o endemiche Italiane, tra cui peraltro alcune ad areale ristretto al solo bacino padano o ancor più ridotto; ben 13 specie sono inserite in Allegato B della Direttiva Habitat 92/43/CEE.

Nome scientifico	Habitat naturali ad acque correnti								Biotopi naturali lacustri		
	Torrente alpino	Torrente prealpino e appenninico	Grande fiume di fondovalle, suoi rami laterali e tratti terminali degli affluenti	Tratto prelacuale, di transizione, di grande fiume di fondovalle	Tratto sublacuale di grande fiume di pianura	Grande fiume di alta pianura, suoi rami e tratti terminali affluenti	Grande fiume di bassa pianura, suoi rami laterali, lanche, e affluenti	Risorgive	Laghi alpini	Grandi laghi prealpini	Piccoli laghi prealpini
Cobitis taenia bilineata											
Padogobius martensii											
Leuciscus cephalus											
Anguilla anguilla											
Leuciscus souffia muticellus											
Phoxinus phoxinus											
Alburnus alburnus alborella											
Barbus plebejus											
Scardinius erythrophthalmus											
Tinca tinca											
Esox lucius											
Perca fluviatilis											
Cottus gobio											
Chondrostoma genei											
Cyprinus carpio											
*Salmo (trutta) marmoratus***											
Acipenser naccarii											
Chondrostoma soetta											
Gobio gobio											
Rutilus erythrophthalmus											
Rutilus pigus											
Thymallus thymallus											
Barbus meridionalis caninus											
Lota lota											
Salaria fluviatilis											
Lampetra zanandreai											
*Salmo (trutta) trutta***											
Sabanejewia larvata											
Gasterosteus aculeatus											
Salvelinus alpinus											
*Alosa fallax**											
Liza ramada											
Knipowitschia punctatissima											
Platichthys flesus italicus											
Salmo trutta carpio											

Tabella 1 – Specie native lombarde e loro habitat naturali. Le specie sono ordinate a partire dalle più spiccatamente euritopiche fino alle stenotopiche strette (verde: habitat naturalmente abitato dalla specie - giallo: la specie è nativa esclusivamente nei piccoli laghi profondi - violetto: habitat colonizzato naturalmente dall'ecotipo lacustre - arancio: la specie è un endemismo del Lago di Garda).

Sullo stato di conservazione di numerose delle specie native in Lombardia,

l'interruzione della libera percorribilità dei corsi d'acqua ha giocato un ruolo importante, se non addirittura determinante: è accaduto per esempio per i grandi migratori, come gli storioni *Huso huso* e *Acipenser sturio* e la lampreda di mare *Petromyzon marinus*, oggi estinti nel bacino padano (il secondo di fatto estinto in natura), e lo storione cobice, *Acipenser naccarii*, ancora presente nelle acque lombarde ma a rischio critico di estinzione locale (Regione Lombardia, 2011); oppure per l'anguilla, *Anguilla anguilla*. Il caso di quest'ultima specie è peraltro piuttosto particolare: il suo declino demografico generalizzato in tutto l'areale è infatti stato riconosciuto a livello europeo con l'emanazione di uno specifico Regolamento CE (n. 1100/2007) il quale pure riconosce nella frammentazione fluviale una delle principali cause del suo declino. Sono poi tantissimi gli altri casi di specie native lombarde oggi minacciate anche a causa della frammentazione fluviale: esempi per tutti ne sono le trote native, come la semispecie trota marmorata, *Salmo (trutta) marmoratus*, o la trota lacustre, una forma non ancora ben collocata dal punto di vista sistematico ma di fatto tipica dei grandi laghi prealpini e caratterizzata da una particolare abitudine: quella di compiere migrazioni stagionali negli immissari per andare a riprodursi in acqua corrente. Per l'ittiofauna autoctona lombarda la deframmentazione fluviale si impone dunque come intervento di conservazione prioritario. Oggi, peraltro, non solo si dispone di tutti gli strumenti conoscitivi necessari per intervenire con opere concretamente funzionali, ma soprattutto in Regione Lombardia sono stati messi in campo strumenti normativi efficaci nell'assicurare alla Rete Ecologica Regionale la medesima priorità delle reti infrastrutturali ed energetiche. La Rete Ecologica Regionale, approvata con DGR n.8/10962 del 30 dicembre 2009, è stata, infatti, individuata quale "infrastruttura prioritaria" nell'ambito del nuovo Piano Territoriale Regionale della Lombardia approvato con DCR n.951 del 19 gennaio 2010 e nel corso del 2011 ha trovato specifico riferimento legislativo con l'integrazione effettuata alla LR 86/83 tramite la LR 12 del 4 agosto 2011. In un contesto simile, in tutto il territorio lombardo le amministrazioni locali, i Parchi, e soprattutto la Regione stessa in prima persona si sono resi promotori, finanziatori e autori di interventi che costituiscono a pieno titolo vere pietre miliari in quello che non può che essere visto come un lungo e

difficile, ma non impossibile, percorso di ripristino della continuità fluviale nell'intera rete idrografica lombarda di interesse ittico.

2. Stato dell'arte della deframmentazione fluviale in Lombardia

L'attuale stato di frammentazione dell'immensa rete idrica naturale e artificiale della Regione Lombardia è il risultato prodottosi nell'ultimo secolo di industrializzazione e di realizzazione di interventi per la sicurezza idraulica, definendosi un quadro di forte segmentazione e di ostacoli alla migrazione ittica distribuiti più o meno uniformemente. Tale quadro, comune alla gran parte dei fiumi italiani, per essere migliorato necessita di vari interventi: un cambio culturale che faccia comprendere l'importanza dei corridoi fluviali per la migrazione ittica, accompagnato da normative che impongano alle nuove opere di prevedere dispositivi per la migrazione ittica; ed un programma o un piano di interventi per la deframmentazione. Se il cambio culturale sta faticosamente avanzando, e se le normative attuali prevedono l'obbligo dei dispositivi per la migrazione ittica, l'avvio della deframmentazione è stato intrapreso in Lombardia in base ad una strategia quanto mai semplice: si inizia a deframmentare il reticolo principale, quello collegato al mare per consentire ai migratori di lunga distanza di raggiungere ancora le acque regionali, e quello collegato ai grandi laghi lombardi, che ospitano un numero di specie ittiche considerevole e biomasse di interesse assoluto, per poi passare al reticolo di interesse secondario o locale. Tutto ciò non solo ai fini della conservazione delle specie ittiche di maggiore interesse conservazionistico, tra cui quelle di interesse comunitario elencate in Direttiva Habitat e l'anguilla, titolare di un proprio Regolamento CE, ma anche allo scopo di implementare la stessa direttiva Acque 2000/60/CE, dal momento che la deframmentazione concorre a riqualificare non solo la fauna ittica ma anche la qualità idro-morfologica dei corsi d'acqua. La strategia regionale di deframmentazione di medio e di lungo termine prevede di dare la massima permeabilità possibile a tutto il reticolo fluviale di pianura e di fondovalle, nei due sensi di migrazione valle-monte e

monte-valle, compresi i canali artificiali di maggiore importanza che, derivando acqua dai fiumi ne derivano anche i pesci. La prima carta della discontinuità fluviale e percorribilità ittica pubblicata a livello regionale nel 2011 (Regione Lombardia, 2011) ne illustrava le condizioni di percorribilità, così come riportato in Figura 1, facendo rilevare una percorribilità ottimale unicamente per il Fiume Po dalla Diga di Isola Serafini al mare, e per i tratti terminali dei Fiumi Adda, Oglio e Mincio. La realizzazione di un passaggio per pesci in corrispondenza dello sbarramento di Isola Serafini emergeva (Regione Lombardia, 2011), dunque, come intervento prioritario in assoluto; secondariamente, veniva prefigurata una serie di interventi di deframmentazione sui Fiumi Adda, Oglio, Mincio sublacuali e Tresa per il ricollegamento dei grandi laghi ai loro immissari e dunque al mare.

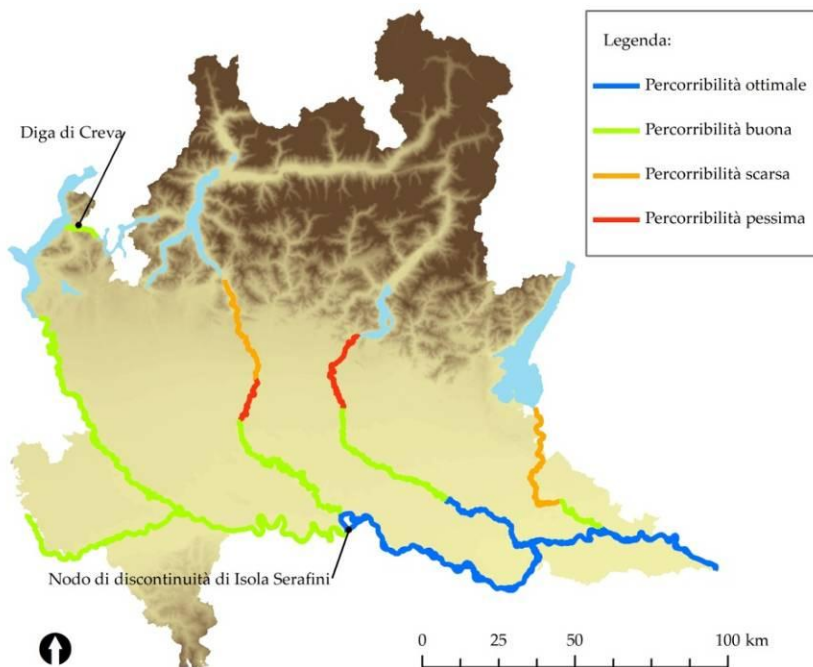



Figura 1 – Carta della frammentazione fluviale e della percorribilità ittica dei maggiori corsi d'acqua lombardi, emissari dei principali laghi (rielaborato da: Regione Lombardia, 2011).

In seguito all'esperienza maturata con il progetto denominato PROITTIO e

culminato con la pubblicazione del manuale "Interventi idraulici ittiocompatibili: linee guida" (Regione Lombardia, 2011), che individua le problematiche realizzative più significative e indica criteri tipologici e tecnici per la corretta realizzazione dei passaggi artificiali per pesci, la Direzione Agricoltura di Regione Lombardia, nello stesso anno, si è resa promotrice del progetto di realizzazione del passaggio per pesci a Isola Serafini e, in qualità di capofila di un corposo partenariato, con la consulenza tecnica della GRAIA srl, ha sottoposto la proposta di progetto alla UE, nell'ambito del programma *Life+ Nature* 2011; tale proposta è stata approvata ufficialmente nel luglio 2012 e dunque il passaggio per pesci a Isola Serafini sarà presto realizzato. Per quanto concerne i principali affluenti del Po, emissari dei grandi laghi, essi, per la loro stessa rilevanza sono stati teatro negli ultimi anni delle più importanti esperienze di realizzazione e messa in funzione di passaggi per pesci compiute in Regione, ma anche in Italia.
Il Ticino sublacuale è oggi interamente deframmentato (Puzzi *et al*., 2010) in seguito alla costruzione, ultimata nel 2011, di due passaggi per pesci a bacini successivi in corrispondenza della dighe di Panperduto e Porto della Torre a Somma Lombardo (VA), entrambi oggi funzionanti e muniti di sistema di monitoraggio in continuo; il Fiume Tresa presto sarà interamente deframmentato anch'esso, essendo già attivo il passaggio per pesci a Ponte Tresa all'incile del Lago di Lugano (Puzzi *et al*., 2010), ed essendo prossimo alla chiusura anche il cantiere per la realizzazione del passaggio presso la diga di Creva. Nel Fiume Adda sublacuale il processo di deframmentazione presuppone certamente un lavoro più lungo, per la quantità di sbarramenti totali che insistono sul fiume, ma alcuni passi avanti importanti sono stati compiuti con la costruzione dei passaggi per pesci a Trezzo sull'Adda (2005) in corrispondenza dello sbarramento di derivazione del Naviglio della Martesana, a Cassano d'Adda allo sbarramento di derivazione del Canale Muzza (2011), e a Fara Gera d'Adda presso la diga di Sant'Anna (2011). Altrettanto impegnativo si rivela il processo di deframmentazione del Fiume Oglio sublacuale, nel quale si contano numerosi nodi di discontinuità fluviale non percorribili dalla fauna ittica in risalita; anche qui tale processo è comunque stato avviato, con la realizzazione, nel 2011, di un passaggio per pesci a bacini successivi dotato di sistema di monitoraggio in continuo,

presso lo sbarramento di derivazione idroelettrica di Palazzolo sull'Oglio.
Tra tutte le esperienze di deframmentazione fatte e in corso, spicca di certo, per l'eccezionalità dell'altezza del dislivello idrico da superare monte-valle, nonché per la localizzazione dello sbarramento, la realizzazione, che sarà ultimata entro i prossimi mesi, del passaggio per pesci a bacini successivi di Creva, sul Fiume Tresa. Tale progetto, realizzato dalla Provincia di Varese e dal Canton Ticino con un contributo del Fondo Europeo per la Pesca, prevede la costruzione di un'opera interamente in calcestruzzo armato, con uno sviluppo in lunghezza di 210 m ed una pendenza media del 10%. Complessivamente la struttura si compone di 71 bacini e, ad eccezione delle due estremità, essa risulta parzialmente interrata, sviluppandosi lungo la parete, a tratti rocciosa, in sponda destra orografica del fiume. La Figura 3 mostra l'inserimento dell'opera; in Figura 4 sono invece illustrati due momenti della costruzione del passaggio.

Figura 2 – Inserimento territoriale del passaggio per pesci presso la diga di Creva sul Fiume Tresa (Foto: GRAIA s.r.l.).

Figura 3 – Cantiere di costruzione del passaggio per pesci presso la diga di Creva sul Fiume Tresa (2012, Foto: GRAIA s.r.l.).

3. La riapertura del corridoio fluviale del Po a Isola Serafini

La prossima riapertura del corridoio fluviale del Fiume Po, presso la diga di Isola Serafini (PC-CR) aprirà alla fauna ittica dell'intero bacino un nuovo scenario di dispersione e ricolonizzazione, offrendo nuove e concrete prospettive alla conservazione delle specie native, in particolare ai grandi migratori come *Acipenser naccarii*, *Alosa fallax* e *Anguilla anguilla*.
Tali effetti riguarderanno non solo il Fiume Po e la sua fauna ittica, ma anche la rete idrica collegata ed il relativo patrimonio ittico. Si pensi, per esempio, al caso del Fiume Ticino e del suo vasto bacino idrografico, comprendente peraltro due dei principali laghi prealpini: Lago Maggiore e Lago di Lugano. In definitiva, la deframmentazione del Po a Isola Serafini, costituisce una pietra miliare di rilevanza non solo locale, ma anche nazionale ed europea. Nello specifico, si prevede, nell'arco dei cinque anni di durata del progetto *Life*, la progettazione definitiva e la costruzione di un doppio passaggio artificiale per pesci a bacini successivi, che darà continuità ad entrambi i rami fluviali di valle. Il dimensionamento sarà tarato sullo Storione cobice. Insieme ai dispositivi di passaggio, l'infrastruttura verde sarà anche attrezzata con un sistema di monitoraggio in continuo, un laboratorio e aula

ad uso didattico e divulgativo. Essa sarà anche dotata di un sistema sperimentale di cattura degli animali, utile non solo per la cattura degli animali esotici particolarmente infestanti da eradicare dal fiume, ma anche per la cattura temporanea e incruenta di esemplari appartenenti a specie di interesse conservazionistico, per lo svolgimento di operazioni finalizzate alla salvaguardia della fauna ittica nativa. Nell'ambito dello stesso Progetto Life, condotto in qualità di capofila dalla Regione Lombardia – DG Agricoltura, è previsto peraltro un Comitato di coordinamento a livello di bacino, presieduto dall'Autorità di Bacino del Fiume Po, partner di progetto, che avrà il compito di applicare la strategia di deframmentazione a scala di bacino del Fiume Po.

Bibliografia

Regione Lombardia (2011). *Interventi idraulici ittiocompatibili: linee guida*. Quaderni della Ricerca, 125: 224 pp.

Puzzi C.M., Gentili G., Sartorelli M., Bellani M., Putelli T., Bendotti R., Trasforini S. (2010). *Deframmentazione del Fiume Ticino e del suo bacino idrografico: realizzazione di passaggi per pesci e loro monitoraggio, stato dell'arte a 8 anni dall'avvio del primo studio di fattibilità*. *Atti XIII* Convegno AIIAD, Sansepolcro 2010. *In stampa.*

Quiros R. (1989). *Structures assisting the migrations of non-salmonids fish: Latin America*, FAO-COPESCAL Technical Paper 5, UN FAO, Rome.

Nikolsky G.V. (1993). *The Ecology of Fish.* Academy Press, London, 351 pp.

Rinaturalizzazione del Prader Sand

Kathrin Kofler – Studio Arge-Natura Bolzano,
Hanspeter Staffler – Provincia Autonoma di Bolzano,
Willigis Gallmetzer – Provincia Autonoma di Bolzano

Sommario

Il rio Solda è stato sistemato dalla metà del XX secolo compromettendo in tal modo la sua dinamica naturale nella zona del Prader Sand. Dall'anno 2000 sono stati però eseguiti dall'Azienda speciale per la regolazione dei corsi d'acqua e la difesa del suolo della Provincia Autonoma di Bolzano degli interventi di rivitalizzazione nelle aree adiacenti al torrente (circa 26 ettari). Fulcro degli interventi è stato il ripristino della tipica dinamica del torrente che viene influenzata dagli eventi di piena. Le ricerche sull'ecologia vegetale rivelano che gli allargamenti dell'alveo riescono ad influenzare in modo significativo ed a rivalutare il torrente favorendo le specie caratteristiche delle fasce ripariali. È stato possibile accertare una presenza maggiore di habitat tipici delle fasce ripariali. La Tamerice alpina copre nuovamente ampie aree del "Prader Sand" in differenti fasi di sviluppo. Nella zona secca, distaccata dalla dinamica torrentizia, dopo la cessazione del pascolo e delle esercitazioni militari si sono sviluppati molti arbusteti al posto dei prati aridi. Attualmente si pensa alla reintroduzione parziale del pascolo.

1. Introduzione

Fiumi e habitat fluviali sono da considerare, in tutta l'Europa centrale, tra i siti più modificati dall'azione dell'uomo e quindi più minacciati (Plachter, 1991). La zona della confluenza del rio Solda con l'Adige, chiamata Prader Sand, dall'alto valore paesaggistico e naturalistico, è da considerarsi come l'unica zona di foce integra in Alto Adige e uno dei più belli e preziosi esempi di torrenti con golene alluvionali naturali dell'Alto Adige e delle Alpi. La tipica dinamica torrentizia è di fondamentale importanza per gli habitat del Prader Sand. In particolare le zone ghiaiose prive di vegetazione sono fortemente condizionate, insieme con altri processi, dalla dinamica

torrentizia e rivestono un ruolo determinante nello sviluppo di nuovi habitat naturali presentando ampie prospettive di sviluppo in futuro (*Metzner* 1991). Le ricerche faunistiche - eseguite nel 2000 su cavallette, api, ragni, formiche e sull'avifauna - evidenziano la grande importanza ecologica del Prader Sand come habitat per numerose specie animali e vegetali minacciate d'estinzione, il luogo di riposo e di cova per numerosi uccelli rari (*Staffler* 2006). Scopo del presente lavoro è quello di (1) rilevare la vegetazione e gli habitat presenti allo scopo di avere dati fondamentali per il piano di gestione del biotopo e (2) valutare l'efficacia degli interventi di rivitalizzazione eseguiti dal 2000.

1.1 Descrizione dell'area d'intervento

La zona del Prader Sand è situata nel comune di Prato allo Stelvio presso la confluenza del rio Solda con l'Adige, nel fondovalle della Val Venosta. L'area appartiene, dal lato amministrativo, alla Regione Trentino-Alto Adige. Il Prader Sand corrisponde all'areale della foce del rio Solda ed è costituito da un corpo di ghiaie con una profondità fino a 8 m. I dintorni sono caratterizzati da un utilizzo agricolo intensivo. L'area di intervento presenta una grandezza di 48,89 *ha* e si divide in due parti di pari estensione: una zona con habitat tipicamente fluviali ed un'altra caratterizzata da habitat distanti dal corso d'acqua ed a quote superiori rispetto all'alveo del torrente. La vegetazione è composta da associazioni pioniere, arbusti di salici e tamerice (habitat fluviali) ed ontaneti con *Alnus incana*. Dal 2006 gli habitat fluviali sono stati riconosciuti ufficialmente e protetti come biotopi in base alla normativa provinciale. La confinante zona secca distaccata dalla dinamica torrentizia è stata utilizzata fino al 1982 come pascolo per le capre e, per un breve periodo, per esercitazioni militari (con carri armati). In queste condizioni si è sviluppato un mosaico di habitat ricco di strutture e specie costituito da preziosi prati aridi e da gruppi di cespugli. Insieme alla caccia hanno una grande influenza sull'area in esame gli utilizzi ricreativi e turistici: troviamo infatti vari sentieri, la pista ciclabile "Via Claudia Augusta" ed un percorso didattico. Infine anche le aziende d'estrazione della ghiaia ed i laghetti per la pesca (con trattoria annessa) confinanti con l'area e situati in orografica destra del rio Solda influenzano indirettamente il Prader Sand.

1.2 Idrologia e caratteristiche del bacino del rio Solda

Il rio Solda ha una lunghezza di 21,4 km, la superficie del suo bacino idrografico comprende 161 km² con la punta più alta dell'Ortles con un'altezza di 3.905 m s.l.m.. La confluenza del rio Solda con l'Adige si trova ad un'altitudine di 884 m. A monte del paese di Prato allo Stelvio l'acqua del rio Solda viene derivata per uso idroelettrico.

1.3 Analisi storica

Nel passato il rio Solda ha causato spesso grandi inondazioni. Le prime inondazioni di Prato sono state registrate nel XIV e XVI secolo. Nei secoli successivi si sono verificati forti eventi alluvionali. Nel XVII secolo sono state realizzate le prime sistemazioni (*Loose* 1997), in seguito agli eventi di piena del 1866 e del 1867 il rio è stato regolato in maniera sistematica.

Le grandi opere di sistemazione sono state costruite negli anni compresi tra il 1952 ed il 1965 e tra il 1986 ed il 1988. La realizzazione di un bacino di deposito nel Prader Sand tra il 1956 e il 1973, la costruzione di un ponte e l'estrazione della ghiaia con successivo approfondimento del rio hanno determinato il degrado delle caratteristiche ecologiche andando ad ostacolare la naturale dinamica fluviale contraddistinta dalle tipiche successioni. Si è formato un bacino di deposito che saltuariamente veniva inondato e sgomberato. Non è stata più possibile la formazione di nuove isole ghiaiose che sono diminuite sempre più, gli ontani bianchi si sono espansi e la sponda è stata ricoperta da canneti. Le specie caratteristiche delle banche ghiaiose inondate periodicamente come per esempio la Tamerice alpina (*Myricaria germanica*) sono diminuite di numero a poche presenze puntuali. L'avifauna che nidifica sulle banche ghiaiose come il corriere piccolo (*Charadrius dubius*) e il piro-piro piccolo (*Actitis hypoleucos*) ed anche specie di cavallette come *Tetrix tuerki* hanno subito una drastica riduzione in termini numerici.

Nella zona distante dal corso d'acqua gli habitat si sono sviluppati in seguito alla cessazione del pascolo, ed ora troviamo gli arbusteti al posto dei prati aridi.

1.4 Interventi di rivitalizzazione eseguiti finora

In seguito al degrado ecologico del Prader Sand, negli anni 1999 e 2000, sono stati eseguiti dei rilievi e degli studi (vegetazione, cavallette, api, ragni, formiche) e si è giunti a formulare delle proposte di rivitalizzazione (*Staffler* 2006). Dal 2000 la ripartizione opere idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano ha eseguito diversi interventi di rivitalizzazione (Figura 1 e Tabella 1). Fulcro degli interventi è stato il ripristino della tipica dinamica del torrente che viene influenzata dagli eventi di piena e la rivalutazione della situazione ecologica degli habitat.

		Interventi già eseguiti	**tempistica**
1		Cessazione dell'asporto di ghiaia dall'alveo del torrente	dal 2000
2		Rimozione del ponte che impediva il trasporto solido	2002
3		Divieto di transito per le automobili	2003
4		Taglio piante e abbassamento delle zone di sponda	2000 - 2006
5		Ampliamento continuo della golena alluvionale tramite spostamenti del sedimento di fondo eseguiti con mezzi meccanici	2000 - 2006
6		Dissodamento degli ontaneti sulla sponda in orografica sinistra e in orografica destra nelle vicinanze della confluenza con l'Adige	2007 e 2010

Tabella 1 – Tavola degli interventi già eseguiti e tempistica. Legenda della Fig.1.

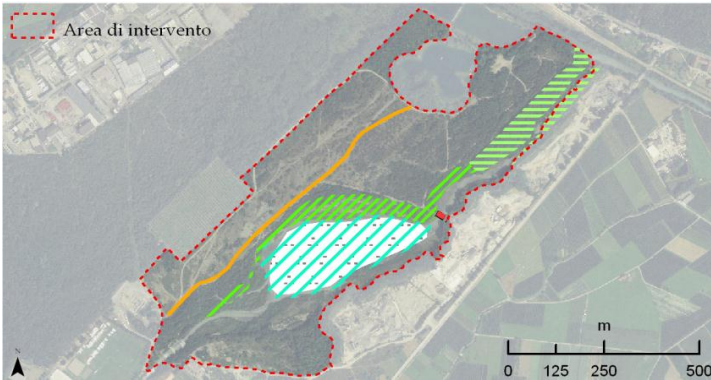



Figura 1 – Mappa degli interventi già eseguiti dal 2000. Gli interventi sono descritti in Tabella 1 (Ortofoto 2008: Prov. Aut. Bolzano – © AGEA).

2. Metodologia

La vegetazione e gli habitat sono stati rilevati nell'estate 2007 e nel 2010, su incarico della Ripartizione Opere idrauliche e dell'Ufficio Ecologia del paesaggio, nell'ambito della realizzazione del piano di gestione del biotopo Prader Sand. Le associazioni vegetali e gli habitat sono stati rilevati sull'intero territorio e digitalizzati in scala 1:1.000. La vegetazione è stata rilevata tramite i gradi di copertura secondo *Braun-Blanquet* (1964), per ogni tipo di vegetazione sono stati eseguiti almeno 3 rilievi. La nomenclatura delle fitocenosi fa riferimento a *Oberdorfer* (1992), quella degli habitat a *Wallnöfer et al* (2007). Lo studio dello sviluppo delle strutture nell'area del Prader Sand a partire dal 1956 in poi è stata eseguito tramite un'analisi GIS delle foto aeree disponibili. Le digitalizzazioini esistenti (*Platzer & Oberschmied* 2006) sono state riprese ed integrate con gli stati rilevati nel 2007 e nel 2010. Inoltre è stata fatta una valutazione dell'efficacia degli interventi fino a quel tempo eseguiti. Tramite la specie indicatrice *Myricaria germanica* ed un'analisi comparativa dello sviluppo strutturale e delle superfici vegetali potrà essere valutato il successo delle misure di rivitalizzazione.

3. Risultati

3.1 Sviluppo strutturale dal 1956 fino al 2010 sulla base dei siti ghiaiosi

Nel 1956 l'area golenale del rio Solda occupava una superficie di 158 ettari (*Staffler & Platzer* 2006) (Figura 2). I siti ghiaiosi vicino all'acqua occupavano ancora il 48,3%, nel 1999 solo il 3,1% (Figura 3). Dopo gli interventi di rivitalizzazione (dal 2000) si sono nuovamente instaurate le tipiche strutture frutto della naturale dinamica di un torrente alpino. Nel 2007 è stato rilevato un aumento dei siti ghiaiosi in alveo pari a cinque volte (14,4%) rispetto al 1997 (3,1%). A distanza di 3 anni queste aree coprono ancora il 13,3% e quindi hanno subito solo una leggera flessione a testimonianza dell'instaurazione di una buona dinamica fluviale.

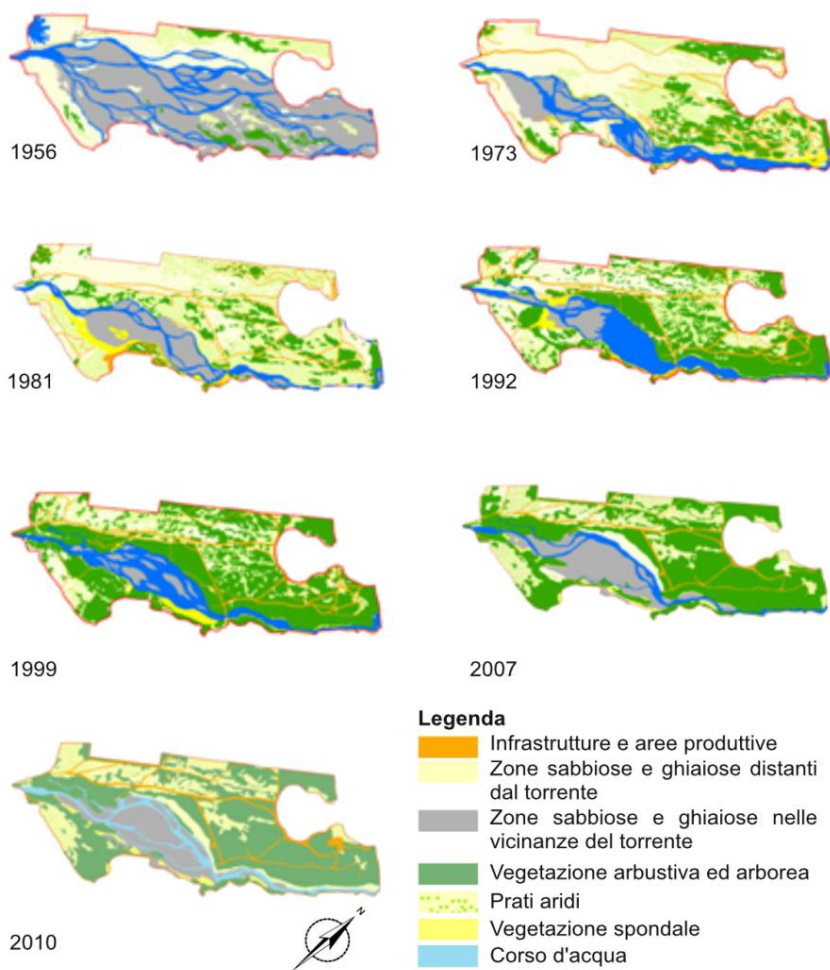



Figura 2 – Sviluppo strutturale del Prader Sand dal 1956 fino al 2010 (le figure del 1956 e del 1999 sono modificate da: Platzer & Oberschmied, 2006).

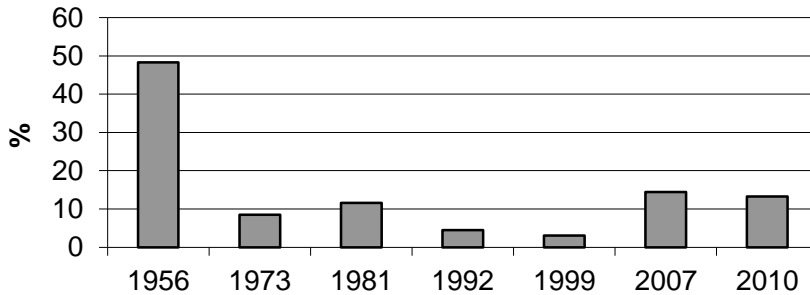



Figura 3 – Percentuale della superficie delle zone sabbiose e ghiaiose (senza vegetazione e zone con vegetazione pioniera) nelle vicinanze del corso d'acqua nella zona centrale del Prader Sand da 1956 a 2010.

3.2 Lo sviluppo degli habitat pionieri: la Tamarice alpina come indicatore di successo

Nel 2010 sono stati rilevati 19 habitat diversi. L'ampliamento del corso d'acqua ha permesso soprattutto il ripristino della diversità degli habitat caratterizzati da ambienti pionieri con banche ghiaiose e arbusti di salici. In tal modo le associazioni vegetali adatte al sito hanno potuto svilupparsi nuovamente. Nel 2007 e nel 2010 la vegetazione pioniera con Canella spondicola (*Calamagrostietum pseudophragmitis*) copriva un'area di 0,7 *ha* e 0,23 *ha*, mentre nel 2000 non risultava nessun sito con questa specie di esigenze ecologiche simili alla Tamerice alpina (*Myricaria germanica*).

La presenza di soprasuoli con *Myricaria germanica* (Myricario-Chondrilletum) ha un alto valore indicativo per gli habitat ripariali in quanto esprime un buon grado di naturalità per torrenti e fiumi (*Müller* 1988, *Kudrnovsky* 2005). Prima degli interventi di rivitalizzazione la Tamerice era quasi sparita dalla zona soggetta alla dinamica torrentizia del rio Solda (*Bachmann 2000, Mair 2006)*.

Dieci anni dopo i primi interventi i soprasuoli con *Myricaria germanica* si sono estesi partendo da piccoli resti di popolazioni puntuali ad un'area grande più di cento volte quella iniziale (3,3 ha) mettendo in evidenza l'efficacia degli interventi di rivitalizzazione sul rio Solda. Nel complesso tutta la successione è evoluta: *Myricaria germanica* e complessi di arbusti di *Salix purpurea* e *Myricaria germanica* (Salici-Myricarietum) coprono un'area

approssimativamente di pari estensione rispetto a quella occupata dagli esemplari più giovani di tamerice, mentre le aree di Cannella spondicola si restringono (Figura 4).

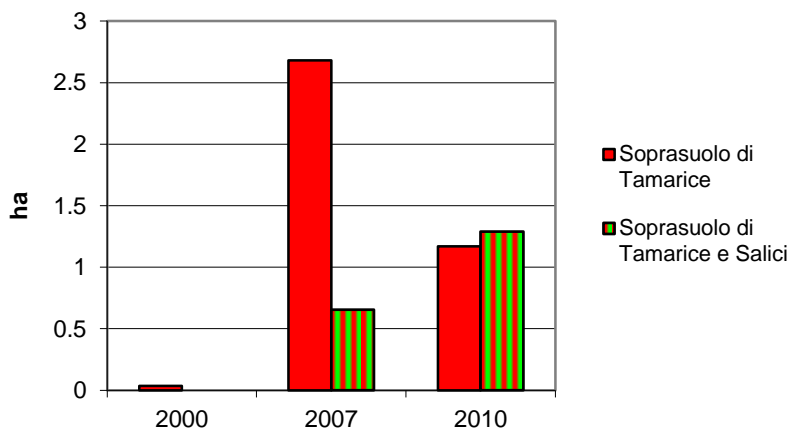



Figura 4 – Il significativo aumento delle tamerici tra il 2000 ed il 2010 indica l'efficacia dei lavori di rivitalizzazione.

3.3 Il caso problematico delle aree aride

Il soprasuolo ad alberi ed arbusti è al momento dieci volte più grande rispetto al 1956, questo a causa della ridotta dinamica fluviale che ha favorito lo sviluppo di ontaneti e saliceti. In corrispondenza della aree aride, ossia della zone distanti e sopraelevate rispetto all'alveo del corso d'acqua, è da notare anche un aumento considerevole dell'area occupata dalla vegetazione arborea (Figura 5). Questo aumento va a scapito dei prati aridi i quali, fino al 1982, venivano mantenuti privi di vegetazione arborea grazie al pascolo delle capre.

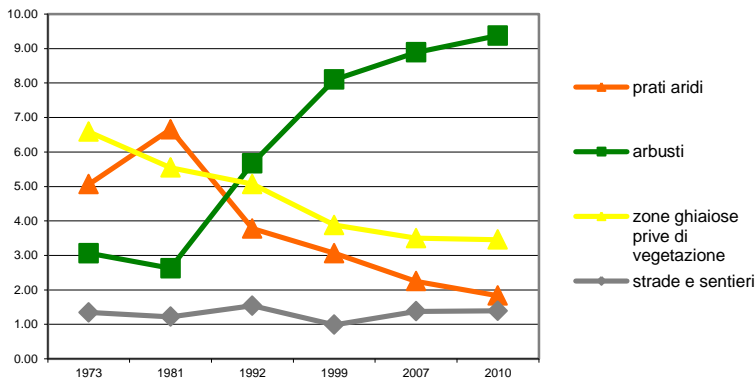



Figura 5 - Successione della zona secca e arida a partire dalla cessazione del pascolo. Nel 1952 nella zona del Prader Sand pascolavano 100 capre; nel 1981 ne rimanevano ancora 40. Nel 1982 l'attività di pascolo è cessata.

Dalla cessazione dell'utilizzo dei soprassuoli secchi la vegetazione tipica dei prati aridi si è ridotta di molto fino ad occupare solo delle piccole aree fortemente minacciate dall'avanzamento della successione naturale verso un bosco a pino silvestris. Mentre i prati aridi nel 1982 coprivano un'area pari a 16 ha, nell'ottobre del 2007 questi erano estesi a soli 2,2 ha e nel 2010 soltanto a 1,83 ha. È per tale motivo che si pensa alla ripresa del pascolo.

4. Discussione e conclusioni

I primi risultati provvisori mostrano gli effetti positivi degli allargamenti dell'alveo del torrente sulla diversità della vegetazione e degli habitat del Prader Sand nella zona vicino al corso d'acqua. Principalmente i soprasuoli a Tamerice (*Myricaria germanica*) si sono rigenerati in modo significativo. Ma è da aspettarsi anche un aumento della biodiversità per quel che concerne la fauna. In tal senso diversi progetti di ricerca sull'avifauna mostrano che, sopratutto il corriere piccolo ed il piro-piro piccolo (*Metzner* 2002, *Metzner et al.* 2003) come anche gli imenotteri hanno avuto un forte incremento sia nel numero di individui che nel numero di specie (*Mader & Völkl* 2002). Secondo

Rohde (2004) gli ampliamenti eseguiti mediante progetti simili in altri corsi d'acqua europei hanno portato più successi a livello delle specie che a livello di habitat. Nei prossimi anni, attraverso ulteriori studi e ricerche, si appurerà se anche per il Prader Sand saranno valide queste considerazioni. Adesso ci si dovrà concentrare l'attenzione soprattutto nelle aree aride. Con interventi di cura mirata, in particolare con la ripresa del pascolo, si potrà conservare e sviluppare il mosaico degli habitat, ricco di strutture, ed in tal modo contribuire in maniera determinante alla ricreazione di una diversità di habitat nel Prader Sand. Infine è da notare come gli allargamenti dei corsi d'acqua – anche se non possono sostituire i boschi ripariali naturali– soddisfano sia gli obiettivi sistematori che quelli ecologici, contribuendo in modo fondamentale alla protezione ed al sostegno degli habitat delle golene alluvionali alpine, caratterizzati dalle naturali dinamiche torrentizie.

Bibliografia

Bachmann J. (1997). *Ökologie und Verbreitung der Deutschen Tamariske (Myricaria germanica) in Südtirol und deren pflanzensoziologische Stellung.* Dipl.Arbeit Univ. Wien 92 pp.

Braun-Blanquet, J., 1964: *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde.* 3 Aufl. — Springer Verlag, Wien, New York. 865 pp.

Kudrnovsky H. (2005). *Die Deutsche Tamariske (Myricaria germanica) und ihre FFH.-Ausweisung in Österreich*, Studie erstellt im Auftrag des Öst. Alpenvereins, Kuratorium Wald und Umweltdachverbands. 32 pp.

Loose R. (1997). *Prad am Stilfser Joch. Beiträge zur Heimatkunde von Prad, Agums und Lichtenberg im Vinschgau/Südtirol.* Verlag Tappeiner.

Mader D. & Völkl W. (2002): *Flussredynamisierung - eine Chance für Wildbienen.* Artenschutzreport 12: 26-29.

Mair P. (2006). *Vegetationsökologische Bedeutung und Gefährdung der Lebensräume sowie Empfehlungen zu deren Erhaltung*. In*: Studie zum Biotopmanagementplan „Prader Sand"*: 24-62.

Metzner J. (1991). *Der Main – Redynamisierung des Oberlaufs zeigt neue faszinierende Möglichkeiten für den Naturschutz auf*. Vogelschutz 1/2001: 12-14.

Metzner J. (2002). *Die Bestandsentwicklung des Flussuferläufers (Actitis hypoleucos) am Obermain nach Renaturierung und Einwirkung von Hochwasserprozessen.* Ornitologischer Anzeiger 41: 41-49.

Metzner, J., Hessberg A.v. & Völkl W. (2003). *Primärhabitate durch Flussrenaturierung? Die Situation ausgewählter Vogelarten nach dem Wiederzulassen dynamischer Prozesse am Main*. Naturschutz und Landschaftsplanung 35: 74-82.

Müller N. (1988). *Zur Flora und Vegetation des Lech bei Forchach (Reutte-Tirol).* In: Natur und Landschaft 6/1988 (63. Jahrgang), Bonn: 263-269.

Oberdorfer E. (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Gustav Fischer Verlag. Jena-Stuttgart-New York. 3 Bd.

Plachter H. (1991). *Naturschutz*. - Gustav Fischer, Stuttgart, 463 Seiten.

Platzer M. und Oberschmied C. (2006). *Einzugsgebiet und Hydrologie*. In: Studie zum Biotopmanagementplan, Prader Sand", September 2006. Aut.Pr. BZ, Amt für Wasserschutzbauten: 7 – 11.

Rohde S. (2004). *River restoration: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes*. Assessment & Planning. PhD Thesis. 133 pp. ETH Zurich and WSL Birmensdorf.

Staffler H. & Platzer M. (2006). *Strukturelle Entwicklung des Schwemmfächers.* In: *Studie zum Biotopmanagementplan „Prader Sand"*: 24-62.

Staffler H. (2006). *Studie zum Biotopmanagementplan "Prader sand". Endbericht ;* Bozen. Autonome Prov. Bozen. 138 p.

Wallnöfer, S., Hilpold, A, Erschbamer B., Wilhalm, T (2007). *Checkliste der Lebensraume Sudtirols*. Gredleriana 7/2007. S. 9 – 30.

Progetti ed interventi di riqualificazione dei corsi d'acqua e delle loro biocenosi in Provincia di Sondrio – Il Progetto ECOIDRO

Gaetano Gentili – GRAIA s.r.l.
Daniele Moroni – Provincia di Sondrio

Sommario

Il territorio della Provincia di Sondrio è caratterizzato da un significativo utilizzo delle risorse idriche per la produzione di energia idroelettrica, con circa l'80% dei fiumi e dei torrenti interessati da derivazioni. Un altro aspetto rilevante relativo ai corsi d'acqua di questo territorio è rappresentato dagli effetti della disastrosa alluvione del 1987, a cui sono seguiti significativi interventi di regimazione degli stessi, a protezione degli abitati. L'insieme di questi due fattori ha portato ad una serie di modificazioni sui corsi d'acqua, sia in termini idro-morfologici che, conseguentemente, ecologici. All'interno del Progetto Interreg denominato ECOIDRO, ai fini della salvaguardia degli ecosistemi fluviali, sono stati progettati numerosi interventi di recupero della funzionalità del corridoio ecologico fluviale, sia sull'asta del Fiume Adda che di collegamento con i tratti terminali dei maggiori affluenti; sono stati altresì progettati interventi di diversificazione e rinaturalizzazione di tratti fluviali, le cui caratteristiche idro-morfologiche risultavano fortemente "banalizzate". È stato poi effettuato un importate intervento di rinaturalizzazione di un significativo tratto del Fiume Adda, caratterizzato da numerose briglie trasversali, nell'abitato di Tirano, realizzate a seguito degli effetti della citata alluvione del 1987. All'interno del progetto sono state effettuate azioni a sostegno di specie ittiche di interesse comunitario come la Trota marmorata e lo Scazzone, e di rilevante interesse faunistico come il Temolo e la Trota Fario mediterranea; un'azione ha riguardato la salvaguardia e l'incremento del gambero di fiume autoctono, in particolare all'interno del reticolo minore del Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi.

1. Introduzione

La Provincia di Sondrio è un territorio ricco di corsi d'acqua, grazie alla posizione geografica strettamente alpina e alle caratteristiche morfologiche, dominate dalle incisioni vallive. All'interno della Provincia sono rappresentate tutte le varie tipologie di torrenti e fiumi alpini, dai corsi d'acqua a regime più strettamente torrentizio, a quelli con nascita da sorgente, fino ai torrenti di origine glaciale, essendo presenti nell'area alcuni dei più importanti ghiacciai residui italiani, quali il Bernina e il Ghiacciaio dei Forni. È evidente, quindi, come i corpi idrici della Provincia di Sondrio siano, oltre che abbondanti, estremamente diversificati a livello morfologico ed ecologico. Il territorio è caratterizzato da uno sfruttamento intensivo dell'acqua per la produzione di energia idroelettrica, con circa l'80% dei fiumi e dei torrenti interessati da derivazioni. In Provincia di Sondrio sussistono, complessivamente, 530 derivazioni ad uso idroelettrico ed il più alto numero di grandi dighe (27) della Lombardia. Un altro aspetto rilevante, relativo ai corsi d'acqua di questo territorio, è rappresentato dagli effetti della disastrosa alluvione del 1987, a cui sono seguiti importanti interventi di regimazione dei corsi d'acqua, a protezione degli abitati. L'insieme di questi due elementi (rilevante uso della risorsa idrica e pesanti interventi di regimazione) hanno portato ad una serie di effetti locali specifici sui corsi d'acqua, sia in termini idro-morfologici che, conseguentemente, ecologici. Questi aspetti possono interferire con le comunità acquatiche e sulla funzionalità degli ecosistemi acquatici che costituiscono un elemento caratterizzante. Per questo motivo all'interno del Progetto Interreg ECOIDRO, del quale la provincia di Sondrio è stata capofila e che ha coinvolto sia gli Enti locali che i produttori idroelettrici del territorio, sono stati progettati ed effettuati interventi di miglioramento, sia relativi agli habitat acquatici che alle comunità biologiche presenti. Le attività, eseguite all'interno del Progetto ECOIDRO e quindi presentate, sono state sviluppate allo scopo mitigare le citate criticità e migliorare la qualità degli ambienti acquatici e sostenerne la biodiversità (AAVV, 2012). Una volta raccolte ed esaminate tutte le informazioni disponibili, circa le peculiarità idrologiche, biologiche e territoriali dei diversi corpi idrici oggetto di interesse, è stato

possibile procedere all'elaborazione dei progetti. Le linee d'intervento hanno riguardato la rinaturalizzazione e il ripristino della continuità ecologica di tratti fluviali e torrentizi di elevata valenza ecologica. Per quanto riguarda le biocenosi acquatiche sono stati effettuati interventi a sostegno di specie di elevato pregio faunistico ed ecologico, quali la Trota Marmorata (*Salmo trutta marmoratus)*, il Temolo *(Tymallus tymallus*), la Trota mediterranea (*Salmo trutta trutta* ceppo mediterranea) e lo Scazzone (*Cottus gobio*) per quanto riguarda la fauna ittica, e il gambero di fiume autoctono (*Astropotamobius italicus*). La carta che segue rappresenta la Provincia di Sondrio, il suo reticolo idrografico principale e la localizzazione dei principali progetti ed interventi realizzati, descritti nei capitoli successivi.

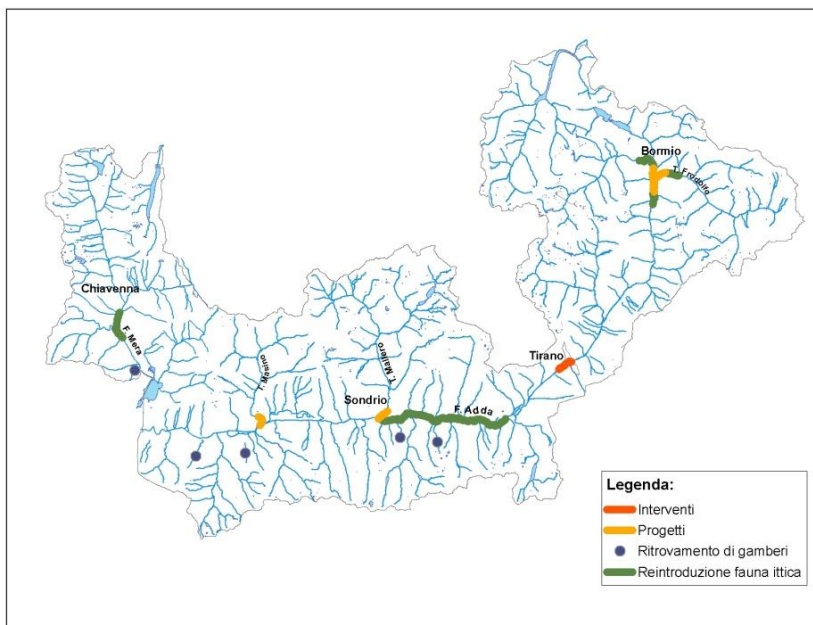



Figura 1 – Carta della localizzazione dei progetti e degli interventi.

2. Progettazione di interventi in alveo

Gli interventi progettati, distinti in passaggi per pesci e interventi per il miglioramento dell'habitat fluviale, senza interferire con la sicurezza idraulica dei corsi d'acqua, intendono, attraverso un miglioramento ed una diversificazione degli habitat, sostenere la fauna ittica sia in termini di abbondanza di individui che di numero di specie (Florinet, 2007; FFFAO/DVWK, 2002; AAVV, 2011). Nelle pagine seguenti sono presentate le immagini delle criticità affrontate con le rispettive soluzioni progettate.

2.1 Passaggi per pesci

Nel territorio in esame sono numerosi i tratti in cui, a seguito della presenza di opere idrauliche quali briglie, opere di derivazione, traverse, ecc, la continuità fluviale risulta interrotta ed impedisce il naturale spostamento dell'ittiofauna, in particolar modo durante la migrazione riproduttiva, verso zone di riproduzione e accrescimento del novellame.

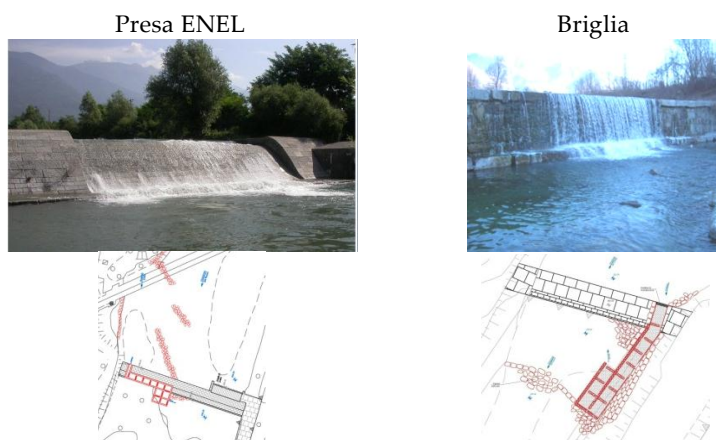



Figura 2 – Opere idrauliche presenti nel Torrente Masino e passaggi per pesci a bacini successivi proposti (Foto: GRAIA s.r.l.).

Le tipologie di passaggi per pesci, prese in considerazione nel progetto ECOIDRO, sono due: a bacini successivi e con rampe in pietrame (rapide artificiali). Nei passaggi per pesci a bacini successivi l'altezza da superare

viene suddivisa in una serie di piccoli salti, fra loro comunicanti per mezzo di stramazzi (stretti o larghi) o di fori sul fondo dei bacini. Il ruolo dei bacini è di dissipare l'energia associata al flusso d'acqua che transita sulla scala, oltre a fornire utili zone di riposo necessarie alla fauna ittica.

Nei passaggi per pesci a rampe in pietrame, o rapide artificiali, vengono realizzati dei canali che imitano un ruscello. Tali strutture presentano il vantaggio idraulico di modificare la pendenza dell'alveo, distribuendo il dislivello su un tratto più lungo di alveo percorribile dai pesci. Questa tipologia di opera è adatta per salti più modesti.

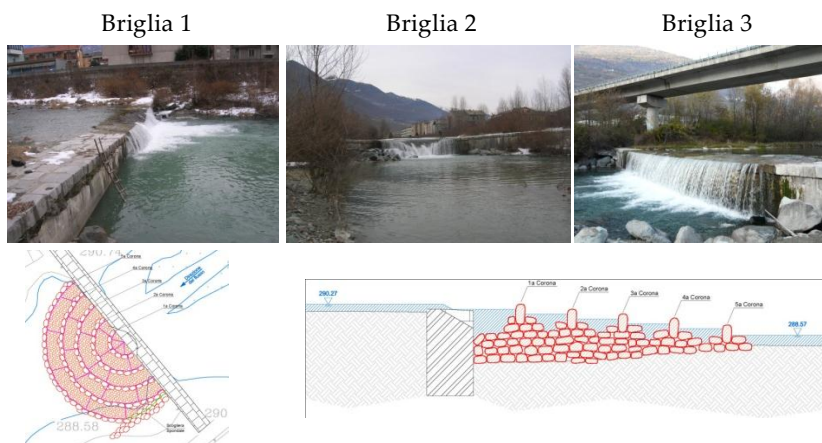



Figura 3 – Briglie presenti nel Torrente Mallero e rampa in pietrame proposta in pianta e in sezione (Foto: GRAIA s.r.l.).

2.2 Diversificazione e rinaturalizzazione degli habitat

Questi interventi, previsti sul Fiume Adda a monte di Bormio e nel tratto terminale del Torrente Frodolfo, riguardano tratti fluviali che hanno subito rilevanti artificializzazioni delle sponde, in misura più rilevante dei corpi idrici in cui si trovano che nel complesso sono in buone condizioni ecologiche; essi hanno l'obiettivo di incrementare di diversità dell'habitat delle biocenosi fluviali in segmenti caratterizzati da notevole trasporto e sedimentazione di materiale solido.

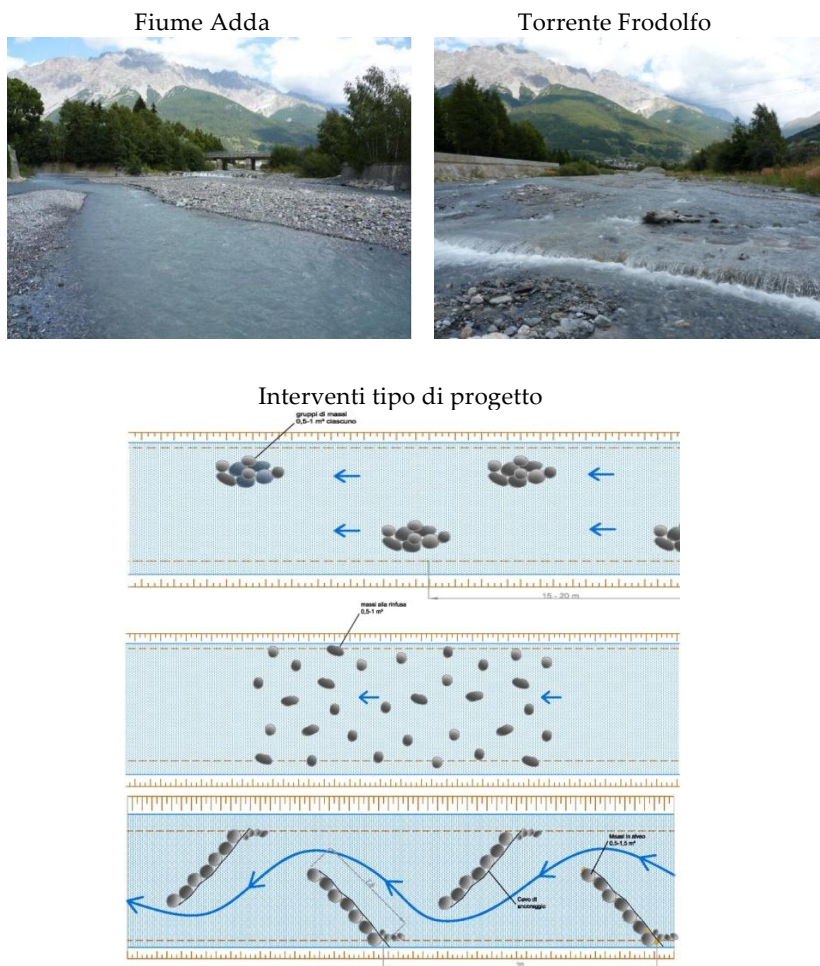



Figura 4 –Utilizzo di massi ciclopici nell'alveo del Fiume Adda a Bormio (Foto: GRAIA s.r.l.).

Tale materiale, che deriva in particolare dal ghiacciaio dei Forni e dalle valle del Torrente Braulio ed è rappresentato sia da ghiaia che da sedimento più fine, ha comportato una "banalizzazione" morfologica dell'alveo, ed un significativo intasamento degli interstizi, in cui le biocenosi, soprattutto le comunità macrobentonica ed ittica, trovano difficoltà ad insediarsi stabilmente.

Per ripristinare la naturalità dell'alveo recuperando il grado di eterogeneità, ridurre gli effetti della sedimentazione in quei tratti con un trasporto solido rilevante e mitigare l'uniformità di alvei piatti, sono stati progettati interventi di posa di massi ciclopici. I massi possono essere posizionati singolarmente, a gruppi (cluster) o disposti a creare pennelli e deflettori. Questi interventi comportano diversi benefici: deviano il flusso della corrente, limitano l'erosione spondale, ricreano meandri e buche nei tratti canalizzati, fornendo quindi ricoveri e habitat addizionali alla fauna ittica. Nelle immagini che seguono le criticità presenti e le soluzioni progettate.

3. Ripristino del corridoio ecologico nel Fiume Adda a Tirano

Questo intervento riguarda il tratto di Fiume Adda compreso tra lo sbarramento di Sernio e l'abitato di Tirano, della lunghezza di circa 2 km. In questo tratto di alveo sono presenti diverse opere di sistemazione idraulica, tra cui 12 briglie che rendono impossibili gli spostamenti della fauna ittica. Per ripristinare la connettività longitudinale sono stati progettati, per ogni ostacolo, specifici passaggi per pesci della tipologia rampe in pietrame. Gli interventi realizzati hanno previsto la parziale demolizione della parte centrale delle briglie esistenti, in modo da realizzare una nuova gaveta, la cui superficie, realizzata con pietrame spaccato, risulta irregolare, con elevata scabrezza, per ridurre la velocità di corrente. Questo intervento concentra la portata sulla rampa in pietrame, realizzata a valle della briglia esistente. A monte della briglia il terreno è stato sbancato per dirigere la corrente verso la nuova gaveta e connettere l'alveo esistente con la rampa di valle.
La funzionalità degli interventi effettuati è stata verificata tramite la valutazione dei parametri idraulico morfologici, correlabili alla capacità natatoria della fauna ittica presente; il monitoraggio ha confermato il raggiungimento dell'obiettivo del ripristino della continuità fluviale.
In particolare è emerso come i diversi interventi abbiano conseguito il risultato di eliminare le criticità che impedivano le migrazioni riproduttive e trofiche dell'ittiofauna presente.

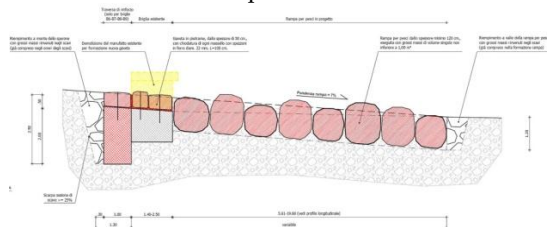
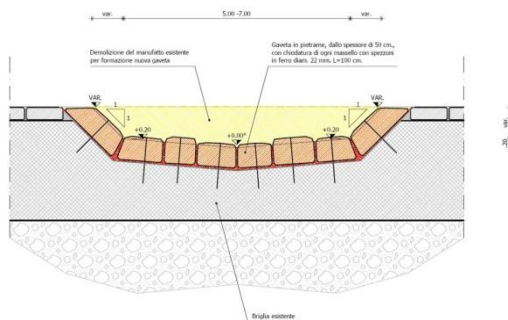



Figura 5 – Interventi realizzati per ogni briglia.

Nelle immagini seguenti un confronto pre e post-operam.

Figura 6 – Briglia n. 3, sul Fiume Adda, a sinistra condizioni ante-operam, a destra post-operam (Foto: GRAIA s.r.l.).

Figura 7 – Briglia n.6, sul Fiume Adda, a sinistra condizioni ante-operam, a destra post-operam (Foto: GRAIA s.r.l.).

4. Fauna ittica

Le attività, svolte nell'ambito dell'incremento dell'ittiofauna, hanno cercato di potenziare l'allevamento e la reintroduzione di alcune specie ittiche di elevato pregio faunistico ed ecologico, quali la Trota Marmorata (*Salmo trutta marmoratus),* il Temolo (*Tymallus tymallus*), la Trota mediterranea (*Salmo trutta trutta* ceppo mediterranea) e lo Scazzone (*Cottus gobio*). Per quanto riguarda il Temolo, è stato definito e messo in atto un protocollo di allevamento in grado di fornire il novellame necessario al ripopolamento di tutte le acque provinciali, vocazionali alla specie (Salomoni C. *et al.*, 1995; Witkowski A. *et al.*, 1989a). L'individuazione di siti idonei per il reperimento di riproduttori e la definizione di migliori modalità operative hanno permesso di produrre maggiori quantitativi di uova fecondate. Il nutrimento dei primissimi stadi vitali delle larve di temolo avviene attraverso la somministrazione di "mangime vivo", rappresentato da *Artemia salina*, piccolo crostaceo planctonico, ha consentito alla Unione Pesca Sportiva della Provincia di Sondrio un notevolissimo incremento della produzione. Nel 2011 sono stati immessi nelle acque provinciali più di 250.000 giovani temoli, con un incremento notevolissimo rispetto agli anni precedenti, come da immagine che segue.

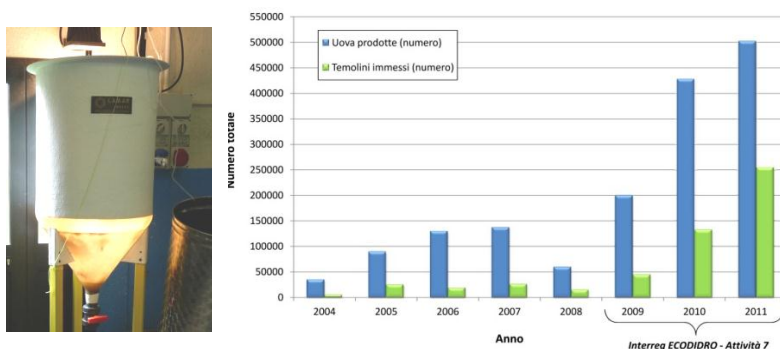



Figura 8 – Embrionatore per Artemia salina (sinistra), numero di uova prodotte e temoli immessi (Foto: GRAIA s.r.l.).

La Trota Marmorata è stata oggetto di allevamento con riproduttori di origine selvatica, le cui popolazioni sono minacciate, oltre che da alterazioni degli habitat, dal pericolo dell'ibridazione con la trota fario. Riguardo alla Trota mediterranea l'obiettivo è stato quello di verificarne l'adattamento e la crescita in alcuni corsi d'acqua pilota della provincia di Sondrio. I monitoraggi effettuati dopo i ripopolamenti hanno mostrato il raggiungimento dell'obiettivo. Lo Scazzone, specie ittica di elevato valore faunistico, inclusa anche nelle liste delle specie di interesse comunitario, accompagna spesso la trota fario ed è un ottimo indicatore di qualità ambientale. Su parte del territorio provinciale era ormai scomparso da molti corsi d'acqua, sia per ragioni legate ad attività antropiche (inquinamento e artificializzazione degli habitat) sia per cause naturali, come eventi alluvionali di particolare gravità. In ambienti dove la popolazione di scazzoni è risultata molto abbondante sono stati catturati esemplari, suddivisi in nuclei di circa 50-60 esemplari ed immessi in ambienti idonei alla loro permanenza, per una progressiva ricolonizzazione di altri ambienti contigui o posti a valle degli stessi.

5. Fauna astacicola

Obiettivo dell'attività era verificare la presenza e l'entità di popolazioni residue di gambero autoctono e mettere in atto i necessari interventi di recupero (Kemp E. *et al.*, 2003). Le indagini preliminari di campo hanno consentito l'individuazione delle popolazioni di gambero di fiume (*Astropotamobius italicus*), ancora oggi esistenti sul territorio, e la valutazione della qualità ambientale degli ambienti potenzialmente vocazionali, da considerare per le reintroduzioni. Importante risultato è l'assenza, nei territori indagati, di specie alloctone e delle patologie ad esse collegate. È stata realizzata un'iniziativa di allevamento, con cattura di riproduttori che sono stati inseriti in una vasca, modificata e resa idonea alla sopravvivenza e alla riproduzione del gambero, e sottoposti a controlli periodici per verificarne lo stato di salute. Le indagini genetiche dell'Università dell'Insubria, effettuate sui giovani nati, hanno dimostrato la loro idoneità ad essere utilizzati per le operazioni di reimmissione. Dall'inizio delle attività sono stati allevati alcune centinaia di giovani, ottenuti in cattività, e sono stati effettuati i primi interventi di ripopolamento.

Figura 9 – Da sinistra: vasca per l'allevamento, femmina con uova e giovani nati in cattività (Foto: GRAIA s.r.l.).

6. Conclusioni

Gli ottimi risultati raggiunti sono uno stimolo a continuare le attività già in atto, nella prospettiva di un costante miglioramento degli habitat acquatici e delle biocenosi della Provincia di Sondrio. È interessante sottolineare come alcune attività, inizialmente previste solo a livello progettuale, abbiano già

trovato possibilità di realizzazione al di fuori del progetto ECOIDRO.
Tutti i risultati del progetto, che ha avuto una durata triennale, con inizio nell'aprile 2009 e termine nel marzo 2012, sono interamente disponibili nel sito Internet del Progetto http://www.ecoidro.net/.

Bibliografia

AA.VV (2011). *Interventi idraulici ittiocompatibili: Linee guida.* Quaderni della ricerca n.125 – gennaio 2011, Regione Lombardia, Dir. Gen. Agricoltura.

AA.VV. (2012). *Ecoidro – Uso dell'acqua e salvaguardia ambientale e della biodiversità nei bacini di Adda, Mera, Poschiavino e Inn.*

FAO/DVWK (2002). *Fish passes – Design, dimensions and monitoring*. Rome, FAO: 119 pp.

Florinet F. (2007). *Piante al posto del cemento – Manuale di ingegneria naturalistica e verde tecnico*. Il Verde Editoriale: 280 pp.

Kemp E, Birkinshaw N, Peay S & Hiley PD. (2003). *Reintroducing the white-clawed Crayfish Astropotamobius pallipes*. Conserving Natura 2000 Rivers. Conservation Tecniques Series No. I. English Nature, Peterborough.

Salomoni C., Caputo A., Sirotti C. & Foglio M., (1995). *Allevamento del Temolo (Thymallus thymallus) con alimenti secchi e Artemia*; Rivista italiana di acquacoltura 30: 5-17.

Osservazioni sulle dinamiche dei saliceti di salice bianco e prospettive di conservazione dell'habitat prioritario 91E0 nel medio corso del Po: il caso della Riserva Naturale “Isola Boscone”

Daniele Cuizzi – EURECO Studio Associato
Mario Vannuccini – EURECO Studio Associato

Sommario

La Riserva Naturale “Isola Boscone” rappresenta un caso paradigmatico delle modificazioni indotte dalla realizzazione di pennelli alle dinamiche della vegetazione forestale nella piana inondabile del fiume Po. Storicamente, l’isola era caratterizzata da cicli di deposito-erosione che ne modificavano forma e posizione in alveo; la stabilizzazione geomorfologica dell'isola, conseguente alla realizzazione dei pennelli, ha alterato l'equilibrio dinamico della vegetazione che vedeva nel saliceto di *Salix alba*, ciclicamente rinnovato da eventi di piena distruttivi, l'espressione più evoluta. Attorno al 2000, compiutosi il ciclo vitale del saliceto, si assistette al collasso dei soprassuoli senza possibilità di ulteriore evoluzione del bosco se non legata alla sporadica affermazione di specie invasive perlopiù esotiche. Furono queste le premesse per una campagna sperimentale di rimboschimento finalizzata a riattivare artificialmente la successione vegetazionale nel contesto delle mutate condizioni ecologiche dell'isola, da cui sono scaturite utili indicazioni per la realizzazione di imboschimenti in golena aperta nel medio e basso corso del Po.

1. Introduzione

I boschi di pianura lombardi occupano appena il 7,37% della superficie forestale regionale (*ERSAF*, 2010), in conseguenza di un'opera millenaria di bonifica e deforestazione la cui fase più recente si è registrata nel secondo dopoguerra. I lembi residuali di foresta, conservati grazie a un eterogeneo insieme di fattori naturali e antropici (*Bracco et al.*, 2001), sono in gran parte relegati negli ambiti fluviali, a causa delle loro limitazioni allo sfruttamento

del suolo a fini produttivi o insediativi. In Provincia di Mantova il tipo forestale più diffuso è, infatti, il saliceto di ripa, con un'estensione di 397,5 ha, pari al 32,2% della superficie forestale provinciale (*AA.VV.*, 2009).
Analogamente, non è sorprendente che anche le attività di imboschimento si siano concentrate in prossimità dei principali corsi d'acqua, e in particolare del Po; a ciò ha contribuito anche la disponibilità di superfici demaniali che le amministrazioni locali hanno ottenuto gratuitamente in concessione avvalendosi della cosiddetta Legge Cutrera (L. 37/1994).
Sotto il profilo della tutela della biodiversità, il ripristino della vegetazione perifluviale nelle golene del Po è certamente un'attività prioritaria, ma ancor più fondamentale è la tutela dei boschi ripariali esistenti, in larga parte localizzati all'interno di siti della Rete Natura 2000 e sovente classificati come habitat prioritari dalla Direttiva 43/92/CE. In una prospettiva di conservazione attiva, questi boschi scontano importanti carenze conoscitive: in particolare, i saliceti di *Salix alba* non sono mai stati oggetto di approfondimenti in grado di fornire robusti riferimenti selvicolturali.
La Riserva Naturale Isola Boscone a partire dal 2006 è stata oggetto di interventi di ripristino degli habitat forestali spontanei; tali interventi sono stati l'occasione per approfondire ecologia e dinamiche dei popolamenti ripariali, e per sperimentare approcci operativi alternativi, in un'ottica di gestione adattativa, in relazione alle peculiarità dell'ambiente di golena aperta nel tratto mediano del fiume Po.

2. La Riserva Naturale "Isola Boscone"

La Riserva Naturale Regionale Isola Boscone, collocata all'estremità sud-orientale della provincia di Mantova, nel comune di Carbonara di Po, ha un'estensione di 131,5 ha. Le superfici emerse ammontano a 93 ha, 67 dei quali inclusi nella zona di massima tutela, che ospita il secondo bosco naturale più grande della provincia.
Il bosco della Riserva è espressione delle dinamiche deposizionali del fiume Po. Alla fine degli anni '70, in seguito alla realizzazione di un sistema di respingenti a monte dell'isola, l'azione di deposito del fiume andò

intensificandosi creando affioramenti sabbiosi che vennero rapidamente colonizzati dal salice bianco. Negli anni '80 e '90 il saliceto ospitò una garzaia con oltre 400 coppie di nitticora (*Nycticorax nycticorax*) e garzetta (*Egretta garzetta*), circostanza che ne determinò il riconoscimento come Zona Umida di Importanza Internazionale. Con l'invecchiamento del saliceto vennero meno le condizioni idonee alla nidificazione degli Ardeidi a favore di specie legate al bosco maturo come il nibbio bruno (*Milvus migrans*) e il lodolaio (*Falco subbuteo*).
Accanto ai boschi sono inoltre presenti habitat tipicamente fluviali come lanche morte e attive, sponde verticali e sabbioni.
La primaria importanza del bosco, per gran parte attribuito all'habitat 91E0* Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*), e la presenza di una comunità faunistica caratterizzata da numerose specie elencate nelle direttive Habitat 92/43/CEE e 2009/147/CE (ex 79/409/CEE), hanno inoltre determinato la designazione dell'Isola Boscone come Sito di Importanza Comunitaria e Zona di Protezione Speciale.

3. Inquadramento sindinamico ed ecologia dei saliceti di *Salix alba*

Il saliceto ripario di *Salix alba* è inquadrato dal punto di vista fitosociologico nell'associazione *Salicetum albae Issler* 1926, formazione tipicamente azonale che, nel quadro del modello teorico di zonizzazione trasversale per il medio e basso corso del Po, costituisce la fase pioniera di colonizzazione dei depositi sabbioso-limosi nella piana inondabile, dove le frequenti piene bloccano l'evoluzione pedogenetica mediante deposizioni di nuove alluvioni. Il saliceto si caratterizza per la rapidità nel susseguirsi degli stadi evolutivi (*Cantiani & Plutino*, 2010), che si manifesta in una precoce mortalità per competizione e in una altrettanto precoce fase di senescenza.
In questo modello teorico (Figura 1) il *Salicetum albae* è seguito dal *Populetum albae Braun-Blanquet ex Tchou* 1948 su terrazzi appena più elevati con falda non affiorante, interessati saltuariamente dagli eventi di piena, e quindi dal

Carici remotae-Fraxinetum oxycarpae Pedrotti 1970, su suoli più evoluti e soggetti solo eccezionalmente alle piene. I terrazzi più elevati, che risentono di brevi inondazioni durante piene di carattere eccezionale, sono infine occupati dal *Querco-ulmetum minoris Issler* 1924, formazione a dominanza di farnia e olmo campestre, accompagnati sporadicamente da pioppi, frassini e ontano nero. *Polygonato multiflori-Quercetum roboris Ulmetosum Sartori* 1985, associazione in cui sono frequentemente inquadrate le declinazioni più igrofile dei querceti di farnia, è considerata da alcuni Autori un sinonimo posteriore di *Querco-Ulmetum minoris* (*Pedrotti & Gafta*, 1996).

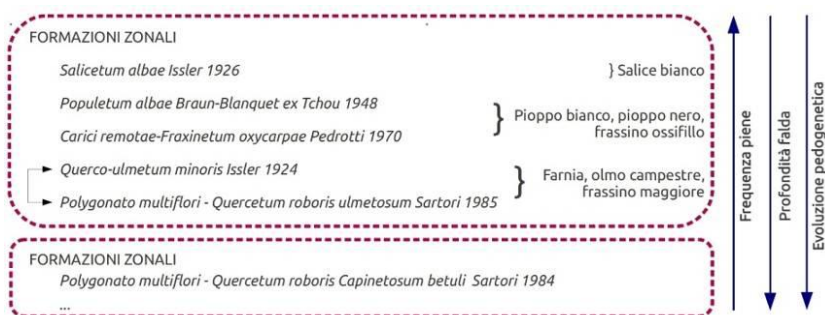



Figura 1 – Modello teorico di zonizzazione trasversale della vegetazione nel medio e basso corso del Po (modificato da: Pedrotti e Gafta, 1996).

Tale zonizzazione trasversale rappresenta uno schema teorico del quale raramente si rinvengono le fasi legate alle condizioni edafiche più evolute: mentre si rinviene frequentemente la fase pioniera a salice bianco, su depositi recenti soggetti al condizionamento morfogenetico del fiume, le fasi successive si presentano in forma relittuale, legate a peculiari condizioni microstazionali.

La dinamica delle formazioni pioniere a salice bianco può essere descritta in riferimento a uno schema ciclico di deposito-erosione (Figura 2), in cui il salice bianco colonizza rapidamente i depositi sabbiosi recenti, dando origine a boschi che possono o meno raggiungere le fasi di maturità e senescenza secondo la frequenza degli eventi distruttivi di piena, i quali riattivano la successione primaria in loco oppure, qualora l'azione erosiva della piena abbia rimosso i depositi, in una diversa posizione dell'alveo. In

un orizzonte spaziale e temporale sufficientemente ampio, quindi, i saliceti sono caratterizzati da un equilibrio dinamico che ne garantisce la rinnovazione per mezzo di piene periodiche che riattivano la successione primaria. Laddove questo processo si interrompe a causa di eventi che interferiscono con i processi di deposizione ed erosione stabilizzando le alluvioni fluviali, si creano le premesse per l'evoluzione pedogenetica e la transizione verso le fasi più avanzate della successione.

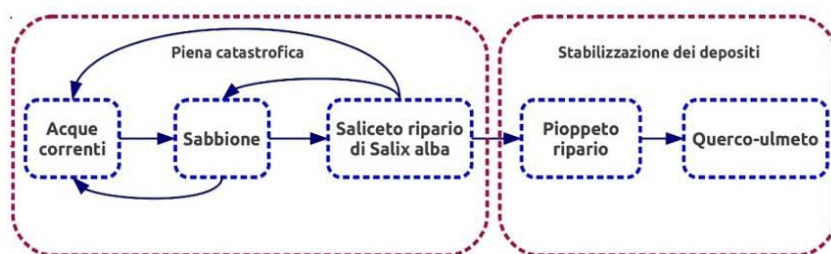



Figura 2 – Schema successionale dei boschi ripariali nel basso corso del Po secondo la terminologia dei Tipi Forestali della Lombardia (rielaborato da: Del Favero, 2002).

4. Evoluzione geomorfologica dell'isola e dinamiche della vegetazione

Lo studio di cartografie e foto aree dal 1889 a oggi ha evidenziato una serie di eventi ciclici di deposito ed erosione che hanno determinato periodiche "migrazioni" dell'isola Boscone nell'alveo del Po (*Vannuccini & Cuizzi*, 2010). Le tavolette IGM del 1889, 1912 e 1953 documentano una diversa posizione dell'isola a ciascuna soglia temporale; nella carta del 1953 è indicata la presenza di un bosco, su depositi emersi dopo il 1912, che doveva avere avuto una stabilità nel tempo sufficiente a giustificare la comparsa, per la prima volta, del toponimo "il Boscone". Le foto aree del 1955 e del 1969 permettono di confermare le dinamiche descritte per il periodo precedente, pur nel quadro di un tendenziale avvicinamento dell'isola alla sponda destra del fiume. Tali dinamiche geomorfologiche, quindi, garantivano quello stato di equilibrio dinamico della vegetazione descritto nel paragrafo precedente.

La costruzione, avviata negli anni '70, di pennelli finalizzati a garantire la navigabilità del Po anche in regime di magra, stravolse le dinamiche geomorfologiche di questo tratto di fiume, dando avvio ai processi che condurranno all’attuale assetto dell’isola. In sponda sinistra si forma un sabbione che va tutt’oggi accrescendosi; in sponda destra, dove il tirante della corrente era attestato storicamente a ridosso dell’argine maestro, si assiste a un rapido interramento alle spalle del respingente. Questa situazione si consolida negli anni '80 con un ulteriore prolungamento del manufatto che determina l'ampliamento delle superfici emerse, la chiusura progressiva delle lanche e la formazione di un nuovo deposito sabbioso a valle dell'opera rapidamente colonizzato dal salice bianco.
Le modifiche indotte alle dinamiche fluviali nell'ansa di Carbonara hanno dunque stravolto l'equilibrio dinamico che permetteva la ciclica rinnovazione e la permanenza, in un'ottica di lungo periodo, del saliceto di salice bianco. Con la stabilizzazione geomorfologica dell'isola si è neutralizzato l'effetto distruttivo delle piene e stabilizzato il circuito di retroazione positiva dovuto alla presenza della vegetazione forestale che contribuisce, rallentando la corrente, alla deposizione di sedimenti e al graduale innalzamento del piano di campagna. A questa dinamica va sommandosi il generalizzato abbassamento delle falde, dovuto all'incisione dell'alveo di magra del Po, che si registra da decenni (secondo molti da attribuirsi anch'esso alla realizzazione dei respingenti idraulici). La concomitanza di questi fenomeni ha determinato il progressivo allontanamento della falda dalla rizosfera facendo sì che il salice bianco entrasse in una fase di irreversibile declino, senza che vi fosse un'evoluzione spontanea verso formazioni omeostatiche caratteristiche delle nuove condizioni ecologiche. Pertanto, compiutosi il ciclo biologico del saliceto, che specifiche indagini hanno permesso di quantificare in soli 20-25 anni (*Cantiani & Plutino*, 2010), si è giunti a una fase di vero e proprio “collasso biologico” dei soprassuoli, senza possibilità di evoluzione se non legata allo sviluppo di specie invasive, generalmente esotiche (*Morus* spp., *Amorpha fruticosa*, *Acer negundo*).

5. Gli interventi di ripristino forestale: scelte progettuali, criticità e correttivi in itinere

Le scelte progettuali per il recupero dei soprassuoli dell'isola Boscone hanno scontato la carenza di riferimenti bibliografici in materia di sinecologia dei boschi ripariali, dovuta alla tradizionale mancanza di forme di selvicoltura attiva per questo tipo di boschi. Nel 2003, anno in cui il comune di Carbonara di Po subentrò alla LIPU nella gestione della Riserva naturale ponendosi il problema del recupero dei soprassuoli, le evidenze circa lo stato dei saliceti dell'isola Boscone erano:

- grado medio di copertura del suolo nell'ordine del 30-40% (talvolta inferiore al 20%) e circa il 60% dei salici morti in piedi;
- assenza di nuclei di rinnovazione di salice nei boschi senescenti;
- assenza, o sporadica presenza, sia di portasemi sia di rinnovazione di specie tipiche delle seguenti fasi successionali;
- presenza invasiva di specie rampicanti e reptanti alloctone, in particolare *Sycios angulatus* e *Humulus japonicus*.

La fase di progettazione dei primi interventi di recupero, che interessarono una superficie di circa 22 ha, fu l'occasione per fare il punto sulle conoscenze di queste cenosi. La scarna bibliografia disponibile permise di identificare gli stadi seriali successivi al saliceto ripario e di individuare nella variante più igrofila del querco-ulmeto la formazione più adatta alle mutate condizioni ecologiche, salvo il permanere nelle aree depresse di condizioni più favorevoli ai pioppi e al salice bianco. La composizione specifica del bosco oltre a prevedere la presenza di farnia, olmo, pioppi e frassino ossifillo, fu diversificata con l’inserimento sia di ulteriori specie arboree (carpino bianco, acero campestre, melo e pero selvatico), sia di numerose specie arbustive, con il duplice scopo di coprire un range di condizioni ecologiche relativamente ampio (data l’incertezza circa le dinamiche evolutive del nuovo soprassuolo) e di garantire una rapida copertura del suolo capace di contrastare lo sviluppo delle erbacee alloctone.

Anche sotto il profilo gestionale si trattò di un passaggio delicato, che fu oggetto di una specifica procedura autorizzativa da parte della Regione

Lombardia, poiché significò sostituire un habitat prioritario ai sensi della Direttiva 92/43/CEE, il 91E0*-Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae*), con uno non prioritario, il 91F0-Foreste miste riparie di grandi fiumi (*Ulmenion minoris*).
Il progetto, finanziato sul III bando Doc.U.P. Obiettivo 2, Misura 3.1, comportò un investimento complessivo di € 372.000, comprensivi di 5 anni di cure colturali dei nuovi impianti e di un intervento di naturalizzazione di una lanca.
Realizzati gli impianti nell'inverno 2007, tra il 19 maggio e il 21 giugno 2008, in piena stagione vegetativa, si verificò un prolungato evento di piena che causò tassi di mortalità con punte del 90% su di una superficie di 5,5 ha localizzata nelle aree più depresse. Le specie più suscettibili alla sommersione prolungata risultarono *Acer campestre*, *Ulmus minor*, *Sambucus nigra, Cornus mas*, *Cornus sanguinea, Ligustrum vulgare*, *Corylus avellana* e tutte le *Rosaceae*. Dimostrarono al contrario una buona tolleranza alla sommersione nel periodo vegetativo *Salix alba*, *Populus alba*, *Populus nigra*, *Quercus robur* e *Fraxinus angustifolia* tra le specie arboree; *Euonymus europaeus*, *Frangula alnus*, *Rhamnus catharticus* e *Viburnum opulus* tra quelle arbustive.
Nella primavera 2011 le aree danneggiate sono state oggetto di reimpianto previa modifica della composizione specifica in senso igrofilo a favore dei pioppi e del salice bianco, rispetto alle componenti più mesofile dell'impianto precedente. Gli interventi sono stati finanziati nell'ambito del programma attuativo della Regione Lombardia denominato "10.000 ettari di nuovi boschi e sistemi verdi multifunzionali", hanno comportato un investimento di € 206.000 comprensivo di 5 anni di cure colturali dei nuovi impianti e di azioni finalizzate alla conservazione di alcune radure.
Pare importante evidenziare, infine, l'infedeltà che ha caratterizzato nell'ultimo decennio il regime idrico del Po e condizionato scelte progettuali ed esito degli impianti. Nel quadriennio 2004-2007, infatti, l'isola Boscone fu interessata da un solo breve evento di piena (nel settembre 2006), mentre nel periodo 2008-2012 sono state registrate ben 17 piene che hanno sommerso almeno il 40% della superficie dell'isola.

6. Prime indicazioni per la realizzazione di rimboschimenti in golena aperta nel medio e basso corso del Po

Alla luce delle esperienze maturate con i rimboschimenti dell'isola Boscone è possibile trarre alcune indicazioni preliminari circa gli approcci al rimboschimento delle golene aperte nel medio e basso corso del Po, dove, pur con ciclicità molto irregolari, si alternano condizioni ecologiche estreme di prolungata sommersione, anche in piena stagione vegetativa, e di marcata aridità estiva. Prolungati eventi di piena nel periodo vegetativo (aprile-giugno), le cosidette "morbide", rappresentano uno dei maggiori fattori di rischio per la riuscita dell'impianto: la lunga sommersione e la permanenza di condizioni di saturazione idrica del suolo, congiuntamente alle elevate temperature delle ore centrali del giorno, possono determinare fallanze significative tra le specie meno igrofile. Essenzialmente, quindi, si possono proporre due approcci progettuali alternativi. Il primo consiste nel realizzare, secondo la micromorfologia del terreno, la fitocenosi più idonea per le condizioni pedoclimatiche locali; tale approccio presuppone un'adeguata conoscenza delle quote del terreno e del regime idrologico del fiume, e l'assunzione del rischio di fallanze anche elevate in caso di piene straordinarie nei primi anni successivi all'impianto.

Il secondo approccio consiste nel realizzare fitocenosi "plastiche", fortemente diversificate sotto il profilo compositivo, non direttamente riconducibili a un'associazione definita, ma in cui ciascun gruppo di specie, caratterizzato da un diverso grado di igrofilia e tolleranza alla sommersione, sia in grado di costituire una "massa critica" capace di garantire la sopravvivenza del popolamento anche a seguito del susseguirsi di piene nelle fasi giovanili dell'impianto. In questo caso il popolamento andrà guidato nel tempo verso la fitocenosi più coerente con le condizioni microstazionali, attraverso sostituzioni delle fallanze e diradamenti mirati. Tale approccio è preferibile quando non si disponga di informazioni sufficienti circa l'andamento altimetrico del terreno e il regime idrologico del fiume.

Bibliografia

Bracco F., Marchiori, S., Mason F., Zanetti A. (2001). *Le foreste della Pianura Padana. Un labirinto dissolto*. Quaderni Habitat, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 79 pp.

Del Favero R., ed. (2002)*. I tipi forestali della Lombardia.Inquadramento ecologico per la gestione dei boschi lombardi.* Cierre Edizioni, 512 pp.

ERSAF (2010). *Rapporto sullo stato delle foreste in Lombardia*. Regione Lombardia – D.G. Sistemi Verdi e Paesaggio, 110 pp.

AA.VV. (2009). *Piano di Indirizzo Forestale 2009-2019*. Mantovagricoltura, Quaderni monotematici 4, 183 pp.

Vannuccini M., Cuizzi D. (2010). *Analisi storica dell'evoluzione geomorfologica e dei popolamenti forestali dell'Isola Boscone*. In Cuizzi D. (a cura di) "Costruire la rete ecologica provinciale lungo il Po", Quaderni della Riserva Naturale Isola Boscone 1: 20-27.

Cantiani P., Plutino M. (2010). *Indagine sperimentale sulla dinamica della vegetazione pioniera di sponda nei primi anni successivi all'emersione*. In Cuizzi D. (a cura di) "Costruire la rete ecologica provinciale lungo il Po", Quaderni della Riserva Naturale Isola Boscone 1: 28-37.

Pedrotti F., Gafta D. (1996). *Ecologia delle foreste ripariali e paludose d'Italia*. L'uomo e l'ambiente n. 23, Università degli Studi di Camerino, Dip. Botanica ed Ecologia, 165 pp.

Linee guida per la riqualificazione ambientale dei canali di bonifica in Emilia-Romagna

Franca Ricciardelli – Regione Emilia-Romagna
Alfredo Caggianelli – Regione Emilia-Romagna

Sommario

Vengono presentate le possibili strategie integrate di gestione sostenibile della rete dei canali di bonifica nella Regione Emilia-Romagna, mettendo in evidenza le possibilità di riqualificazione ambientale offerte dalle diverse forme di utilizzo e di gestione dei canali, avendo sempre a riferimento il conseguimento di obiettivi multipli di qualità ambientale, efficienza, sicurezza, disponibilità della risorsa acqua.

1. Introduzione

La storia dell'Emilia-Romagna coincide in buona parte con la millenaria lotta per la bonifica e la messa a coltura delle grandi estensioni occupate dalle aree umide. Tutte le popolazioni che si sono insediate nel nostro territorio hanno dedicato ampia quota delle proprie risorse ad ampliare le superfici utilizzabili per tutte le attività umane, in buone condizioni di sicurezza e di qualità di vita. Oggi al posto delle originarie aree umide rimane una fittissima rete di canali di bonifica, di opere idrauliche, di impianti idrovori, che sostengono uno standard economico tra i più sviluppati a livello europeo, con una parallela drastica riduzione della qualità ambientale e della biodiversità. I Consorzi di Bonifica, dopo aver presieduto nel secolo passato alla grande opera della bonifica, sono ora chiamati ad assicurare l'efficienza del poderoso, ma fragile, sistema artificiale creato. Con l'emergere nella società di nuove domande di qualità ambientale del territorio, accanto a quelle tradizionali di sicurezza e di disponibilità di terreni e di acqua, comunque in costante crescita, la gestione sostenibile della rete idrografica e della risorsa acqua ha assunto un valore particolare. La riqualificazione dei canali di bonifica e dei suoi ambiti di pertinenza risponde a queste esigenze,

in quanto propone una gestione che tiene conto di tutte le richieste che provengono dall'uomo, dalle piante, dagli animali, dall'ambiente in senso lato e a tutte assicura una risposta adeguata in un quadro integrato in cui nessuna risposta ne invalida o contraddice un'altra (Nardini & Sansoni, 2006). A questo impegno ci chiamano anche le direttive comunitarie, le normative statali e regionali nonché gli strumenti della pianificazione attivi nel territorio regionale. Grazie all'intesa tra l'Assessorato Sicurezza territoriale, Difesa del Suolo e della Costa, Protezione Civile e l'Assessorato Agricoltura, Economia ittica, Attività faunistico-venatoria, con l'assidua collaborazione e condivisione dei Consorzi di Bonifica e dell'Unione Regionale Bonifiche Emilia Romagna e con il supporto tecnico-scientifico del CIRF sono state formate le Linee guida regionali per la riqualificazione dei canali di bonifica. Approvate con atto di Giunta regionale n. 246 del 5 marzo 2012 sono state messe a disposizione dei Consorzi di bonifica e degli altri gestori dei corsi d'acqua e della collettività tutta come strumento di lavoro e contributo ad una migliore gestione ed uso del territorio e delle sue risorse (RER, 2007)[1].

2. Contenuti delle Linee guida

Ogni tipologia di intervento descritta nelle Linee guida è corredata da una descrizione sintetica dei problemi che intende affrontare e della tecnica suggerita, delle precauzioni da adottare nella sua realizzazione e dei monitoraggi ed approfondimenti necessari. Sono fornite puntuali modalità attuative, disegni progettuali esplicativi e documentazione fotografica prima, durante e dopo i lavori. Sono evidenziati anche gli errori in cui si è possibile incorrere e sono fornite le indicazioni opportune ad evitarli. A corredo di ogni tipologia sono inoltre presenti "Box di progetto"relativi ad interventi concreti realizzati sul territorio italiano, spesso regionale, che ne mostrano la realizzazione pratica. Le tipologie suggerite dalle Linee guida

1 Le linee guida sono disponibili in formato stampa e sono liberamente consultabili sul sito della Regione Emilia-Romagna http://www.regione.emilia-romagna.it/urp/novita-editoriali, accesso: 15-10-2012.

non possono ovviamente essere applicate in ogni situazione e spesso saranno necessari adeguamenti al contesto. Le tipologie di azione individuate sono:

- interventi idraulico-naturalistici (Sormani & Pardolesi, 2009);
- interventi di ingegneria naturalistica per il controllo dissesto spondale (AdB Magra, 1998);
- interventi per il miglioramento della qualità dell'acqua;
- interventi di tipo naturalistico;
- manutenzione a basso impatto della vegetazione;
- forestazione delle aree di pertinenza e creazione di una filiera legno-energia;
- riqualificazione dei canali in ambito urbano (Monaci et al., 2009);
- Gestione dei canali nei siti della Rete Natura 2000.

Per motivi di spazio la trattazione in questa sede è ovviamente parziale e sintetica e si affida soprattutto alle immagini descrittive degli interventi.

2.1 Interventi idraulico-naturalistici

In questo caso il problema da affrontare è il contenimento del rischio idraulico. Scopo principale degli interventi proposti è rallentare il deflusso delle acque, aumentando la capacità di laminazione delle piene nei canali a monte dei centri abitati e nelle aree dove le esondazioni possono causare danni agli insediamenti ed alle persone.

Le tipologie di intervento proposte riguardano:

- allargamento di sezione e creazione di nuovi canali naturaliformi (Figura 1);
- casse di espansione a finalità idraulico-naturalistica (Figura 2) (RER, 2003);
- realizzazione di esondazioni controllate nei terreni agricoli (Figura 3) (Nardini, 2004).

Figura 1 – Creazione ex novo di un canale naturaliforme su terreno agricolo come si presenta l'anno successivo all'esecuzione dei lavori. Si noti come la vegetazione abbia velocemente colonizzato il canale, progettato per poterla accogliere senza problemi idraulici, finché la densità non supera una soglia predeterminata. La gestione della vegetazione prevede di mantenere aperto un canale di corrente in cui il flusso delle acque può scorrere liberamente (a destra nella foto); la manutenzione avviene solo dalla sponda a destra nella foto, resa percorribile per il passaggio dei mezzi del Consorzio (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

Figura 2 – Cassa di espansione a servizio del Canale Lorgana (Malalbergo, Bologna). L'intervento insiste su un'area di 6,7 ha, posta immediatamente a sud dell'abitato di Malalbergo e nettamente delimitata da canali e strutture viarie. La foto mostra un particolare della zona umida: in primo piano il fosso di collegamento tra i canali Lorgana e Botte. Sullo sfondo si notano gruppi di alberi parzialmente sommersi e l'argine perimetrale della cassa (Foto: Consorzio della bonifica Renana).

Figura 3 – Grazie ad accordi con i proprietari, in caso di piena le acque inondano temporaneamente i loro terreni, evitando così di esondare nelle aree urbanizzate poste più a valle (Immagine rielaborata da materiale prodotto nell'ambito del Progetto LIFE ECOnet da AAVV, 2003).

2.2 Interventi per il miglioramento della qualità dell'acqua

Il problema da affrontare è la qualità dell'acqua, spesso mediocre nei canali, a causa degli scarichi degli impianti di depurazione e delle reti fognarie e delle acque ricche di nutrienti ed inquinanti provenienti dalle aree agricole, con problemi per l'ecosistema, l'uso irriguo, la salubrità dei centri abitati attraversati, la fruibilità. L'approccio metodologico richiede l'aumento della capacità autodepurativa dei canali.

Le tipologie di intervento proposte riguardano:

- controllo dell'inquinamento diffuso mediante fasce tampone vegetate (Figura 4) (Conte et al., 2005);
- incremento della sinuosità (Figura 5);
- ampliamento naturalistico di sezione (Figura 6);
- creazione di zone umide in alveo (Figura 7);

- creazione di zone umide fuori alveo (RER, 2007);
- gestione a basso impatto della vegetazione in alveo funzionale all'incremento dei processi autodepurativi (Figura 8) (AAVV, 2008).

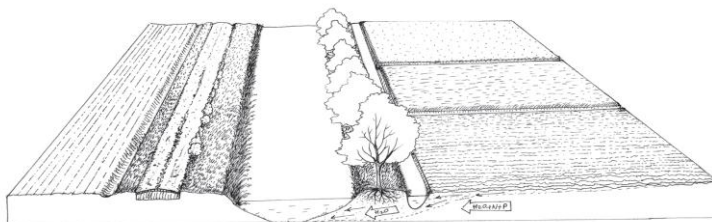



Figura 4 – Schema progettuale di fascia tampone vegetata (FTV) con canale di carico (una delle diverse tipologie di FTV). Il deflusso idrico carico di inquinanti scorre dal campo verso il canale principale per scorrimento superficiale sul terreno ed è intercettato dalla scolina di carico posta parallelamente al filare alberato (Disegno: Massimo Milandri, Regione Emilia Romagna).

Figura 5 – Canale rettilineo trasformato in un corso d'acqua sinuoso dotato di area golenale allagabile (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

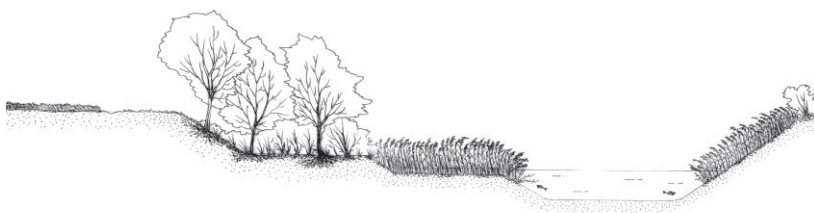



Figura 6 – Schema di intervento per l'ampliamento di sezione. La sezione originaria trapezoidale è ampliata mediante la costruzione di una golena allagabile su una sponda, oppure di due golene su entrambe le sponde. Il progetto deve prevedere, sulla base di specifiche analisi idrauliche, la presenza di vegetazione palustre e arboreo-arbustiva in golena, oltre che di vegetazione acquatica al piede di sponda, che in questo modo viene anche protetta dall'azione erosiva della corrente o dall'azione destabilizzante dei mezzi per la manutenzione (Disegno: Massimo Milandri, Regione Emilia Romagna).

Figura 7 – Zona umida in alveo creata ampliando la sezione del canale e diversificando opportunamente i profili longitudinali e trasversali (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

Figura 8 – Modalità di gestione della vegetazione in alveo funzionale a massimizzare i processi auto depurativi. La vegetazione acquatica non è asportata totalmente, ma sono lasciate due strisce vegetate al piede della sponda. In questo modo le acque del canale possono attraversare, con velocità limitata, il sistema fitodepurante naturale e subirne i processi depurativi (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

2.3 Interventi di tipo naturalistico

Proprio l'enorme estensione della rete consortile e la sua grande capacità di interconnessione del territorio costituiscono una opportunità formidabile per incrementare la valenza ecosistemica della pianura, grazie non solo a forme di gestione ecosostenibili, come descritto sopra, ma anche attraverso specifici interventi che hanno la esclusiva finalità di creazione di habitat (Sansoni, 1992).

Le tipologie di intervento proposte riguardano:

- creazione di habitat per anfibi (Figura 9) (Fantesini et al., 2009);

Figura 9 – Creazione di habitat per anfibi sul Canale di Migliarina (Carpi – Modena). La realizzazione ha previsto la creazione di uno stagno in fregio al canale, la realizzazione di palizzate vive a sostegno della sponda e di palizzate morte tra il canale e lo stagno, copertura della sponda con inerbimento protetto da georete di cocco fissata con talee di salice. La foto mostra lo stagno, attivo e funzionale, a 5 anni dal completamento dei lavori (Foto: Consorzio di bonifica dell'Emilia Centrale).

- contenimento delle specie invasive: vengono illustrate due sperimentazioni per il contenimento del Gambero rosso della Lousiana e della Nutria (Cecchinelli, 2008).

2.4 Manutenzione a basso impatto della vegetazione

L'obiettivo è contemperare la riduzione della pericolosità idraulica determinato dalla presenza di vegetazione nei canali a ridotta sezione ed il mantenimento della stessa in misura adeguata ad assicurare biodiversità, connessioni ecologiche, processi autodepurativi ed anche stabilizzare le sponde.

Le tipologie di intervento proposte riguardano:

- manutenzione gentile della vegetazione in alveo (Figura 10) (AAVV, 2005);
- ombreggiamento (Figura 11);
- uso di macchinari specifici (Regione Lombardia, 2008).

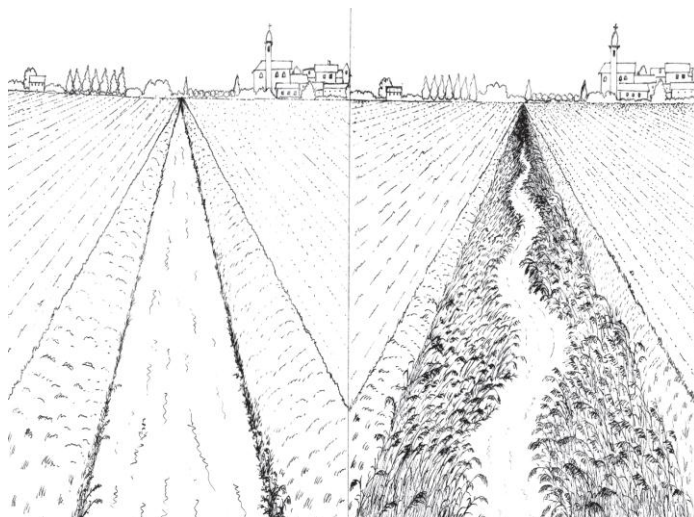



Figura 10 – Canale di corrente sinuoso (a destra), con taglio parziale della vegetazione. Il massimo abbassamento del tirante idrico si ottiene già sfalciando un “canale di corrente” largo 1/3 dell’alveo. All’interno del canale si ha inoltre una maggiore velocità dell’acqua, che in parte o totalmente compensa la perdita di sezione di deflusso. Uno sfalcio più esteso (a sinistra) comporta un impatto ben maggiore all’ecosistema, ma apporta minimi benefici idraulici, esponendo però le gemme basali all’illuminazione, favorendo così la rapida ricrescita vegetale. L’indicazione dedotta dallo studio dei corsi d’acqua naturali suggerisce di applicare una lunghezza d’onda pari a 10-14 volte la larghezza dell’alveo (Disegno: Massimo Milandri, Regione Emilia Romagna).

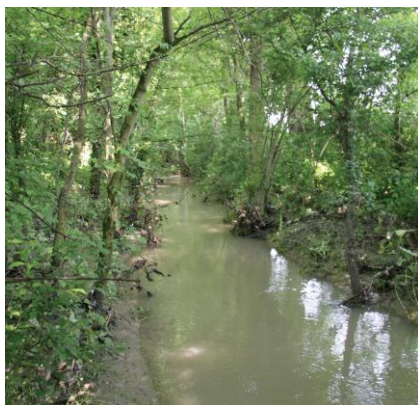



Figura 11 – Esempio di ombreggiamento completo generato da due fasce arboree poste su entrambe le sponde sul Canale di Medicina (Bologna). Si nota la totale assenza di vegetazione acquatica, ottenuta senza l’esecuzione di alcuna operazione di manutenzione dell’alveo. Si notano anche il particolare rigoglio e diversificazione della vegetazione spondale (Foto: Consorzio della bonifica Renana).

3. Conclusioni

La riqualificazione dei canali di bonifica descritta nelle Linee guida vuole rappresentare un passo avanti rispetto all'approccio tradizionale che vede la riqualificazione associata in genere a modesti interventi ambientali subordinati sempre all'obiettivo gestionale prioritario del mantenimento di un deflusso delle piene libero da impedimenti. Le Linee guida intendono ampliare le opportunità per ottenere un miglioramento ambientale dei canali e del territorio attraversato, sfruttando tutte le opportunità offerte dal contesto al contorno, e contribuire a risolvere problemi di interesse antropico, come il rischio idraulico, il dissesto spondale, gli alti costi di manutenzione, la scarsa qualità dell'acqua, la banalizzazione del paesaggio, la scarsa fruibilità. In questo modo la riqualificazione ambientale diviene essa stessa strumento per raggiungere tutti questi obiettivi, in una logica di progettazione integrata degli interventi.
Sarà cura del Servizio regionale Difesa del Suolo, in collaborazione con i Consorzi di bonifica, verificare l'efficacia degli interventi, per un aggiornamento periodico delle Linee guida.

Bibliografia

AAVV (2005). *Progetto Sperimentale di Gestione della Vegetazione nei Canali di Bonifica Consorzio della Bonifica Burana Leo Scoltenna Panaro, Savignano S/P (MO).*

AAVV. (2003). *Progetto Life Econet I canali di bonifica e i corsi d'acqua delle provincie di Modena e Bologna – Verso la creazione della rete ecologica di pianura*, Regione Emilia-Romagna, Bologna.

AA.VV. (2008). *Atti del seminario nazionale Il ruolo della vegetazione ripariale e la riqualificazione fluviale dei corsi d'acqua. proposte operative per una gestione sostenibile*. Regione Piemonte, Torino.

Autorità Di Bacino del Magra (1998). *Elementi di progettazione ambientale dei lavori fluviali*. Biologia ambientale n°2, pp. 60.

Cecchinelli E., Martini I., Aquiloni L., Tricarico E., Gherardi F. (2008). *L'uso di*

trappole e di predatori indigeni per il controllo del Gambero Invasivo (Procambarus clarkii) nel Consorzio della Bonifica Parmigiana Moglia Secchia. Dipartimento di Biologia Evoluzionistica "Leo Pardi", Firenze.

Conte G., Monaci M., Boz B, (a cura di) (2005). *Studio per l'individuazione delle aree prioritarie per la messa a dimora di fasce tampone vegetate finalizzate al controllo dell'inquinamento di origine diffusa lungo i corsi d'acqua dell'intero bacino del fiume Po*. Autorità di bacino del fiume Po.

Fantesini M., Castellani A., Manfredini V. (2009). *Consorzio della bonifica Parmigiana Moglia e Secchia Interventi di riqualificazione morfologico-ambientale dei canali di bonifica della Provincia di Mod*ena, CIRF, Riqualificazione Fluviale n. 2/2009.

Monaci M. et. al. (2009). *Studio per la riqualificazione fluviale del Canale di San Giovanni.* CIRF, Comune di San Giovanni in Persiceto, Provincia di Bologna.

Nardini A., Sansoni G. (a cura di) CIRF (2006). *La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio.* Mazzanti editore, Mestre.

Nardini A. CIRF (2004). *Decidere l'ambiente con l'approccio partecipato. Una visione generale e indicazioni operative sulla problematica acqua, con esemplificazione sul fiume Taro*. Mazzanti editore, Mestre.

Regione Emilia Romagna (2003). *Il recupero e la riqualificazione ambientale delle cave.* Manuale teorico-pratico, Bologna.

Regione Emilia Romagna (2007). *Linee guida per il recupero ambientale dei siti interessati dalle attività estrattive in ambito golenale di Po nel tratto che interessa le Provincie di Piacenza, Parma e Reggio Emilia.*

Regione Lombardia (2008). *Linee guida per la riqualificazione dei canali agricoli (LIRICA)* – Quaderni della ricerca n. 92, settembre 2008.

Sansoni Giuseppe (1992). *Manutenzione degli alvei: principi generali per arricchire l'interesse naturalistico* – CISBA, Biologia Ambientale 6/1992.

Sormani Davide, Pardolesi Fausto (2009). *Laminazione delle piene e riqualificazione fluviale in Emilia Romagna*. CIRF, Riqualificazione fluviale 1/2009.

Studio di fattibilità generale e progetto di riqualificazione idraulico-ambientale e fruitiva in ambito urbano del Canale di San Giovanni

Andrea Morisi – Comune di San Giovanni in Persiceto, Lorenza Zanni – Comune di San Giovanni in Persiceto, Franco Govoni – Comune di San Giovanni in Persiceto, Marco Monaci – Libero professionista, Giuliano Trentini – ELEMENTI Studio Associato, Giordano Fossi – ELEMENTI Studio Associato

Sommario

L'analisi multicriteriale di diverse alternative progettuali può essere un utile strumento di supporto per le amministrazioni pubbliche durante la definizione di piani di riqualificazione fluviale anche di piccoli corpi idrici che le attraversano, come ad esempio i canali: l'esperienza svolta in tal senso sul Canale di San Giovanni conferma la bontà di questa visione e mostra come anche un'analisi semplificata, basata su giudizio esperto e senza particolari formalismi matematici, permetta di orientare le scelte tecniche e politiche, senza avere comunque la pretesa di individuare "la" soluzione ottimale. La realizzazione sul Canale di San Giovanni di un progetto pilota in ambito urbano, che applica le scelte strategiche individuate dall'analisi multicriteriale, mostra inoltre come la filosofia della riqualificazione fluviale possa trovare applicazione anche in ambiti soggetti a numerosi vincoli fisici e territoriali come quelli urbani.

1. Introduzione

Il Canale di San Giovanni, la cui costruzione da notizie storiche appare risalire al 1133, ha origine a Castelfranco Emilia (MO) da un sistema di risorgive ora non più attive, scorre verso il Po attraversando San Giovanni in Persiceto (BO), San Matteo della Decima (BO) e Cento (FE), per poi immettersi infine nel Canale Emissario di Burana–Po di Volano a monte della città di Ferrara.

Il Canale di San Giovanni è da anni oggetto di interesse da parte degli Enti competenti e numerosi studi si sono succeduti nel tempo per affrontare le problematiche idrauliche, ambientali, igienico-sanitarie e irrigue e di valorizzazione storico-culturale (Poluzzi L., 1987) che affliggono questo corso d'acqua che scorre nella pianura modenese, bolognese e ferrarese. Tra il 2008 e il 2009 il Comune di San Giovanni in Persiceto (BO) ha realizzato, con la collaborazione del CIRF, uno studio di fattibilità, relativo all'intero canale, finalizzato a mettere a sistema questa notevole base conoscitiva e a individuare interventi per la risoluzione coordinata dei problemi in atto nell'ambito del territorio di propria competenza. In parallelo a questo percorso a scala di bacino, il Comune ha inoltre finanziato la realizzazione di un intervento pilota per la riqualificazione idraulico-ambientale e la valorizzazione fruitiva di un tratto urbano del canale, il quale presentava problematiche che necessitavano di essere affrontate con urgenza, pur in sinergia e stretta coerenza con lo studio di fattibilità a scala di bacino.

2. Studio di fattibilità generale

Canali di bonifica riqualificati ecologicamente possono svolgere un ruolo determinante nella diminuzione del rischio idraulico, nel miglioramento della qualità delle acque, nella riqualificazione dell'ambiente di pianura e nella valorizzazione e rivitalizzazione del territorio agricolo (Baldo G. *et al*, 2003; CIRF, 2006; Regione Emilia-Romagna e CIRF, 2012). Lo studio di fattibilità realizzato applica tale filosofia al caso del Canale di San Giovanni, verificando in via preliminare la fattibilità tecnico-economica di diverse modalità di riqualificazione multiobiettivo ideate su basi ecologiche, da applicarsi sull'intera lunghezza del canale.

2.1 Problematica

Le principali problematiche del Canale nel territorio del Comune riguardano, in estrema sintesi:

- esondazioni lungo il percorso del canale in caso di piena;
- qualità dell'acqua mediamente scarsa, caratterizzata da episodi acuti di

inquinamento ripetuti nel tempo;
- qualità biologica scarsa;
- dissesto morfologico generalizzato, in particolare destabilizzazione delle sponde e accumulo di sedimenti fangosi sul fondo del canale.

2.2 Definizione di alternative progettuali

Gli obiettivi che si è posto lo studio di fattibilità, elencati in Tabella 2, sono difficilmente perseguibili contemporaneamente allo stesso livello; sono perciò state definite diverse ipotesi progettuali, denominate “alternative”, ipotizzate in modo da perseguire in modo differenziato gli obiettivi, combinando in modo diversificato gli interventi individuati, in termini di utilizzo o non utilizzo di una data azione o di estensione della stessa. Le azioni prescelte, tipiche della riqualificazione fluviale, sono elencate in Tabella 1.

Le alternative progettuali ipotizzate nel presente studio sono state raggruppate in 4 gruppi omogenei a seconda dell’obiettivo principale che intendevano perseguire, indicato di seguito per primo nella lista degli obiettivi:

- alternative E (Ecosistema);
- alternative Q (Qualità dell’acqua, ecosistema);
- alternative R (Rischio idraulico, ecosistema, qualità dell’acqua, dissesto morfologico);
- alternative LE (Legno-Energia, ecosistema, qualità dell’acqua, rischio idraulico, dissesto morfologico).

Il gruppo di alternative LE è incentrato su una riqualificazione del canale che favorisca l’aumento del reddito agricolo dei proprietari dei terreni limitrofi, mediante l’attivazione di una filiera legno-energia (da qui la sigla LE nel nome dell’alternativa), basata sulla creazione di fasce boscate lungo le sponde.

	ALTERNATIVE										
TIPOLOGIE D'INTERVENTO	E1	Q2	Q3	Q7	R1	R2	R4	R5	R6	LE1	LE4
Forestazione (su 20% lunghezza sponda)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Forestazione (su 80% lunghezza sponda)										x	x
Trappole per sedimenti e zone umide		x			x	x	x	x	x		x
Trappole per sedimenti e zone umide estese			x								
Palificata rinverdita a ridosso di strade						x		x			
Allargamento naturalistico di sezione				x	x	x			x		x

Tabella 1 – Nella prima colonna sono elencate le principali tipologie di intervento considerate dallo studio di fattibilità; le colonne successive indicano con una croce quali di questi interventi sono presi in considerazione dalle diverse alternative studiate. Per ogni gruppo di alternative E, Q, R, LE sono state delineate diverse versioni differenziate (es. Q2, Q3, ecc., per le alternative Q che si pongono come obiettivo principale la qualità dell'acqua). In tabella sono descritte solo le alternative che hanno passato una prima valutazione preliminare, condotta per diminuire la complessità del confronto.

2.3 Analisi multicriteriale semplificata delle alternative

Una volta definite le diverse alternative progettuali, si è proceduto ad un confronto sulla base del loro costo e dei risultati tecnici attesi rispetto ai diversi obiettivi prefissati, utilizzando a tal scopo un'analisi multicriteriale semplificata. Per ognuna delle alternative, elencate nelle colonne della "matrice di valutazione" di Tabella 2, il gruppo di lavoro ha valutato in che "misura" ognuna di esse permettesse di raggiungere l'obiettivo prefissato, elencato nelle righe della tabella, mettendo così in evidenza esplicitamente quale grado di compromesso si accetterebbe scegliendo un'alternativa

piuttosto che un'altra. Il calcolo degli indici che misurano il raggiungimento degli obiettivi richiederebbe di effettuare una previsione degli effetti di ogni alternativa sul sistema fisico-socio-economico: i tempi ed i costi necessari per effettuare tali simulazioni non erano però compatibili con le esigenze del lavoro, per cui si è provveduto ad eseguire la valutazione mediante "giudizio esperto" da parte del gruppo di lavoro (CIRF e Comune), così da fornire un'indicazione tendenziale del grado di raggiungimento degli obiettivi prefissati, da confermare nel caso di un'applicazione progettuale del metodo.

Nella matrice di valutazione è stato inoltre utilizzato un "indice aggregato" che sintetizza il grado di raggiungimento di tutti gli obiettivi da parte dell'alternativa analizzata, ottenuto tramite semplice media aritmetica degli indici attribuiti ai singoli obiettivi; è inoltre stato riportato anche il costo di ogni alternativa, così da poter effettuare un confronto tra benefici ottenuti dall'alternativa (indice aggregato) e i costi necessari per raggiungerli. Nonostante non si tratti di una vera e propria analisi costi-benefici, questo confronto è comunque stato utilizzato per effettuare valutazioni in merito alla preferibilità di un'alternativa rispetto ad un'altra, senza procedere ad una vera e propria formalizzazione matematica.

La matrice non permette di effettuare una scelta univoca e di giudicare quale sia la migliore alternativa in assoluto; permette però di ragionare e di individuare l'ipotesi progettuale che sembra migliore al decisore in funzione sia di sue proprie valutazioni che della conoscenza del contesto (parere dei portatori di interesse, disponibilità economica, facilità nel raggiungere accordi con i proprietari dei terreni, ecc.).

Il passo successivo, per poter poi scegliere definitivamente l'alternativa "migliore", dovrà essere la rivisitazione dello studio mediante la realizzazione di un processo partecipativo, all'interno del quale i portatori di interesse potranno esplicitare il loro punto di vista, così da costruire insieme al decisore la scelta progettuale condivisa.

	Alternative										
Obiettivi	**E1**	**Q2**	**Q3**	**Q7**	**R1**	**R2**	**R4**	**R5**	**R6**	**LE1**	**LE4**
> ecosistema acquatico	0,25	0,50	0,50	0,50	0,75	0,75	1,00	1,00	0,75	0,25	0,50
> ecosistema ripario	0,50	0,50	0,50	0,50	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	1,00	1,00
> qualità acqua	0,25	0,50	0,75	0,25	0,50	0,75	1,00	1,00	0,50	0,25	0,25
< torbidità	0,00	0,50	1,00	0,00	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,00	0,50
< rischio idraulico	0,00	0,00	0,00	0,25	0,50	0,50	0,75	0,75	0,50	0,00	0,00
< dissesto	0,25	0,25	0,25	0,25	0,50	0,75	0,50	1,00	0,50	0,25	0,25
> reddito agricolo	0,50	0,50	0,50	0,25	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	1,00	1,00
Indice aggregato	0,15	0,26	0,36	0,15	0,40	0,48	0,52	0,59	0,40	0,22	0,30
Costo (migliaia di euro)	**216**	**703**	**1.289**	**545**	**1.330**	**2.059**	**1.817**	**2.547**	**1.340**	**300**	**718**

Tabella 2 – Matrice di valutazione: nella prima colonna sono riportati gli obiettivi del progetto (con “>” e “<” si intende rispettivamente miglioramento o diminuzione del problema considerato; ad es. “< rischio idraulico” significa diminuzione del rischio idraulico); nelle successive colonne sono elencate le alternative progettuali analizzate e nelle celle di intersezione il grado di raggiungimento dell’obiettivo indicato nella riga da parte dell’alternativa indicata nella colonna (0 = obiettivo non raggiunto, 1 = obiettivo raggiunto, valori intermedi = parziale raggiungimento). L’indice aggregato è una media degli indici presenti in colonna (nota: per ragioni di spazio la tabella non è completa e sono stati eliminati obiettivi, e quindi indici, meno rilevanti, e quindi la media potrebbe apparire non corretta).

2.4 Scelta preliminare delle alternative progettuali “migliori”

Per facilitare la scelta del decisore, sulla base dei risultati della matrice di valutazione il gruppo di lavoro (CIRF e Comune) ha comunque deciso di selezionare 3 alternative progettuali (Q7, R1 e R6), scelte sia in funzione della capacità di raggiungere gli obiettivi prefissati in rapporto ai costi, sia in termini di rappresentatività di gruppi di alternative simili (in Figura 1 è rappresentata planimetricamente la diversa localizzazione degli interventi previsti dalle tre alternative, in un tratto preso come esempio, il n.13, tra i 18 in cui è stato suddiviso il canale). L’alternativa Q7 prevede di realizzare gli interventi di riqualificazione solo su aree di proprietà pubblica, evitando quindi gli espropri, e possiede per questo una fattibilità intrinseca alta; può essere considerata un’alternativa “di minima” in quanto potrà essere realizzata con una spesa “contenuta” (circa 500.000 euro) raggiungendo gli obiettivi progettuali in modo apprezzabile, sebbene non eccelso.

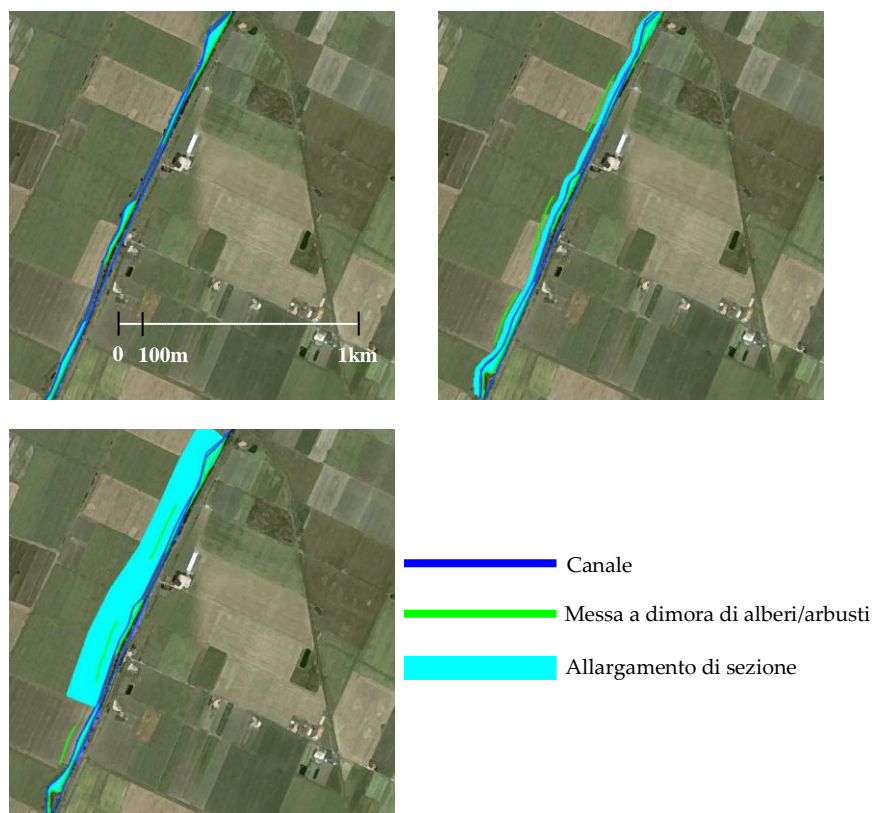



Figura 1 – Planimetria di esempio delle alternative Q7, R1 e R6 (in senso orario) relativa al tratto 13 (Ortofoto 2008: Regione Emilia-Romagna – © AGEA).

L'alternativa R1 è invece interessante in quanto, tra quelle che si pongono come obiettivo principale la diminuzione del rischio idraulico, risulta essere quella meno onerosa (circa 1.300.000 euro), pur permettendo di raggiungere buoni risultati idraulici, nel miglioramento della qualità dell'acqua e nell'incremento dello stato di qualità dell'ecosistema. L'alternativa R6 è del tutto simile ad R1 in termini di dimensioni degli interventi, di risultati ottenuti e di costi, ma risulta differente nella localizzazione delle azioni: gli allargamenti di sezione previsti non sono infatti realizzati parallelamente al canale, lungo una sponda, bensì su aree concentrate, che dall'esame dei

mappali catastali appaiono spesso essere di un unico proprietario. Oltre a facilitare le operazioni di esproprio, questa soluzione permette di non modificare la sezione del canale, soluzione utile nel caso in cui la classificazione del canale come "storico" da parte dei piani provinciali e comunali ponga limiti invalicabili alla modifica della sezione.

3. Intervento di riqualificazione del canale a San Matteo della Decima[1]

Il progetto pilota di riqualificazione del canale realizzato a San Matteo della Decima, frazione di San Giovanni in Persiceto, fornisce un contributo locale al raggiungimento degli obiettivi stabiliti dallo studio di fattibilità descritto in precedenza e ne applica, seppure localmente ed in una situazione urbanizzata particolarmente problematica, la filosofia progettuale di base. La scelta del tratto deriva non tanto da una priorità emersa dallo studio di fattibilità generale, quanto piuttosto dall'urgenza di intervento che il tratto urbano presentava rispetto agli altri; le scelte progettuali concordano comunque con quelle suggerite dallo studio di fattibilità generale, sviluppato in parallelo al progetto locale.

3.1 Stato di fatto e problematiche

Il tratto di Canale in studio è lungo circa 500 metri, attraversa parte dell'abitato di San Matteo della Decima e termina all'imbocco del tratto tombinato che lo sotto-attraversa; esso si presentava prima del progetto a sezione trapezia, con una profondità media di poco superiore ai 2 m, una larghezza al fondo di 5 m e una larghezza al ciglio di sponda di 12 m. In sponda sinistra il canale è tutt'oggi bordato da un filare di platani posizionato sul ciglio, a fianco di una strada provinciale, mentre in destra è affiancato da una strada secondaria, di servizio alla zona industriale costeggiata, prima del progetto separata dal canale da una banchina di larghezza variabile tra 1 e 4 m circa, per lo più inerbita e in parte asfaltata (Figura 2).

---

[1] Per ulteriori approfondimenti si veda l'articolo "Progetto di riqualificazione idraulico-ambientale e fruitiva in ambito urbano del Canale di San Giovanni" sul numero 5-2012 della rivista CIRF "Riqualificazione Fluviale" (www.cirf.org)

Le problematiche del tratto riguardavano:

- basso valore paesaggistico e naturalistico del canale;
- accumulo di sedimenti fangosi sul fondo del canale (60 cm) e conseguente intasamento della sezione, fenomeno che trae origine dal dilavamento dei suoli nel bacino drenante e dal cedimento delle sponde del canale; ciò comporta un danno ecologico sia in termini di sviluppo della vegetazione acquatica che di condizioni per la vita della fauna;
- esondazioni nel centro abitato, dovute sia alla scarsa capacità di deflusso nel Canale dei collettori delle acque di pioggia che drenano l'area industriale posta in destra idrografica, sia alla diminuita capacità di deflusso del canale rispetto alle portate che possono effettivamente transitare in questo tratto durante gli eventi di pioggia;
- scarsa attrattività del canale per la fruizione;
- instabilità delle sponde.

3.2 Obiettivi e interventi progettati e realizzati

L'intervento di riqualificazione è stato realizzato mediante (si veda Figura 2 per uno schema generale progettuale e Figura 3 per un esempio realizzato):

- *Riqualificazione naturalistica e paesaggistica*: la rigidità del contesto urbano e la ridotta ampiezza del corridoio disponibile hanno limitato le azioni di carattere morfologico alla sola diversificazione della geometria della sezione e dell'alveo di magra, con l'obiettivo di creare condizioni di corrente differenziate e quindi aumentare il numero di habitat potenzialmente presenti. L'intervento ha previsto la creazione di una piccola golena allagabile (700 m) tramite sbancamento (2-4 m) della banchina presente in destra, poi vegetata mediante creazione di una fascia di vegetazione erbacea, arbustiva e anche parzialmente arborea, che interagisce direttamente con l'ambiente acquatico. Lo sviluppo delle comunità acquatiche vegetali e animali è ora lasciato alle dinamiche spontanee del canale. L'allargamento di sezione in una situazione con poco spazio a disposizione è stato realizzato irrigidendo la sponda destra (sostenendola con opere di ingegneria naturalistica), così da ricavare il maggior spazio possibile per la nuova golena, sorreggendo la strada che affianca il canale con una palificata in castagno;

- *Avvio della risoluzione dei problemi di rischio idraulico*: l'allargamento naturalistico di sezione realizzato per creare una golena allagabile è stato progettato per contribuire a diminuire le situazioni di rischio; tale azione può risolvere completamente tali problemi solo se affiancata da un intervento di riqualificazione ambientale del canale più ampio a scala di intera asta fluviale, suggerito dallo studio di fattibilità citato;
- *Riduzione dell'apporto di sedimenti al tratto di progetto*: al fine di rallentare il tasso di sedimentazione, dopo aver rimosso i fanghi in eccesso presenti nel tratto urbano, è stata realizzata a monte di questo una trappola per sedimenti in alveo;
- *Realizzazione di punti di sosta*, dotati di panchine e macchie di vegetazione.

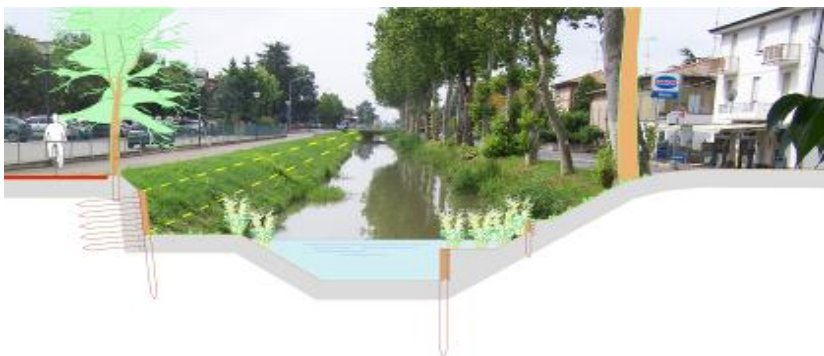



Figura 2 – Sezione tipo dell'intervento di riqualificazione (foto da valle verso monte): a sinistra (destra idraulica) si nota la banchina inerbita che separa il canale dall'area industriale e che è stata sbancata per creare una golena allagabile, mentre a destra (sinistra idraulica) lo schema progettuale mostra opere di ingegneria naturalistica per il consolidamento della sponda posta a ridosso della strada statale (Foto: G. Trentini).

Figura 3 – Il canale, visto da valle verso monte, dopo la realizzazione dell'intervento di riqualificazione fluviale: La banca in sinistra nella foto è stata abbassata in modo da creare una piccola golena allagabile, colonizzata in seguito dalla vegetazione e ulteriormente forestata mediante messa a dimora di piante sparse sia arboree che arbustive. La sponda è sorretta da una palificata e bordata da un parapetto in legno che permette una fruizione sicura del canale, ora con sponde più ripide (Foto: M. Monaci).

4. Conclusioni

A distanza di circa 2 anni dalla fine dei lavori, terminati nel 2010, gli interventi realizzati mostrano benefici effetti sull'ecosistema del canale: la vegetazione palustre (*Iris pseudacorus, Botomus umbellatus, Juncus effusus, Thypa minima, Scirpus sp., Lychnis floscuculi, Lythrum salicaria, Fragmites australis*) ha colonizzato la golena allagabile e le specie arboreo-arbustive messe a dimora (*Fraxinus oxycarpa, Alnus glutinosa, Salix alba, Salix porpurea, Salix eleagnos, Salix triandra*) ha pienamente attecchito; dal punto di vista della qualità dell'acqua e del rischio idraulico non è lecito attendersi risultati particolari considerando che, come già ricordato, questi problemi dovranno essere affrontati a scala di asta fluviale. D'altra parte l'apprezzamento dell'intervento da parte della cittadinanza, anche dal punto di vista fruitivo (una cui parte inizialmente aveva richiesto il tombamento del canale), e delle

autorità idrauliche sta creando le condizioni "culturali e sociali" perché tale tipologia di progetto possa essere ripetuta lungo l'asta del canale. La tipologia di interventi realizzati può quindi essere utilmente esportata in altri tratti urbani simili. Lo studio di fattibilità realizzato mediante analisi multicriteriale si è inoltre dimostrato uno strumento estremamente utile per supportare le amministrazioni pubbliche durante la definizione di piani di riqualificazione fluviale anche di piccoli corpi idrici che le attraversano, come i canali; essa infatti permette di chiarire in modo esplicito, ai progettisti, ai decisori e ai portatori di interesse, pro e contro delle diverse alternative progettuali, favorendo in questo modo la scelta consapevole di quella più adatta alla situazione in esame.

Bibliografia

Baldo G., Monaci M., Boz B., Romagnolli F. (2003). *I Canali di bonifica e i corsi d'acqua delle Province di Modena e Bologna - Progetto Life Econet*. CIRF, Regione Emilia Romagna.

CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale) (2006). *La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio.* A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Venezia.

CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale) (2012). *Progetto di riqualificazione idraulico-ambientale e fruitiva in ambito urbano del Canale di San Giovanni*. Numero 5-2012. Rivista "Riqualificazione Fluviale" (www.cirf.org)

Poluzzi L. (a cura di) (1987). *L'acqua: un bene indispensabile*

Regione Emilia-Romagna e CIRF (2012). *Linee guida per la riqualificazione ambientale dei canali di bonifica in Emilia-Romagna*

Interventi di riqualificazione dell'habitat fluviale in SIC della Regione Lombardia e dell'Italia centrale per favorire il recupero delle popolazioni di gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* nell'ambito del progetto "LIFE08/NAT/IT/000352 CRAINAT"

Monica Di Francesco – Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Bruna Comini – ERSAF Lombardia, Gherardo Fracassi – ERSAF Lombardia, Tommaso Pagliani – Consorzio Mario Negri Sud, Marzia Marrone – Consorzio Mario Negri Sud, Federica Piccoli – Consorzio Mario Negri Sud, Silvano Porfirio – Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Pierluigi Centore – Regione Abruzzo, Mabell Scoccia – Regione Abruzzo, Piero Antonio Nardi – Università degli Studi di Pavia, Daniela Ghia – Università degli Studi di Pavia

Sommario

Il progetto "CRAINat - Conservation and recovery of *Austropotamobius pallipes* in Italian Natura2000 sites" (LIFE08/NAT/IT/000352), cofinanziato dal programma comunitario Life + , prevede la realizzazione di azioni per la tutela e la conservazione del gambero di fiume *Austropotamobius pallipes*, specie di interesse comunitario, in oltre 40 SIC di due ambiti territoriali: Nord (Regione Lombardia) e Centro Italia (Regione Abruzzo, Provincia di Chieti, Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga e Provincia di Isernia). Considerata la stretta correlazione fra presenza di *A. pallipes* e qualità dell'ambiente fluviale, nell'ambito del progetto, sono stati effettuati controlli su un totale di 112 stazioni di campionamento, in modo da individuare i corsi d'acqua idonei ad ospitare nuove popolazioni di gambero autoctono e quei tratti dove risultino necessari interventi di manutenzione, prima di procedere all'azione di ripopolamento. Su alcuni siti, privilegiando quei corsi d'acqua che svolgono la funzione di corridoi ecologici per evitare l'isolamento delle popolazioni di *A. pallipes*, sono stati progettati specifici interventi di ripristino dell'habitat fluviale utilizzando tecniche di ingegneria naturalistica; sono state previste operazioni efficaci, benché di

modesta entità, lungo le sponde e in alveo. Su particolari tratti fluviali, sono stati progettati interventi sperimentali per la realizzazione di "source areas", ovvero aree semi-naturali controllate, per consentire la riproduzione degli individui di *A. pallipes.*

1. Introduzione

Austropotamobius pallipes, noto comunemente come gambero di fiume, è una specie ad elevata priorità di conservazione, inclusa nelle Liste Rosse dell'IUCN e negli Allegati II e V della Direttiva 92/43/CEE "Habitat". Questo decapode,era presente nei corsi d'acqua italiani con popolazioni abbondanti e ben strutturate tanto da rappresentare, in molti casi, un prodotto alimentare commerciabile e una valida risorsa per microeconomie locali; alla fine agli anni '70 la specie è andata incontro ad una drastica rarefazione in tutto il suo areale di distribuzione. Il declino, dovuto a molteplici cause (pesanti alterazioni a carico dell'habitat fluviale, introduzione di specie aliene, diffusione di malattie infettive, bracconaggio) è stato di tale proporzione da dover includere la specie fra quelle a rischio di estinzione secondo le principali convenzioni internazionali.
In questo quadro, in cui idonee azioni di conservazione possono favorire il recupero di una specie, si colloca il progetto LIFE08/NAT/IT/000352 "*CRAINat - Conservation and recovery of Austropotamobius pallipes in Italian Natura2000 sites*", sostenuto dalla Commissione Europea con fondi del programma LIFE Natura. Il progetto, avviato nel 2010, e della durata di quattro anni, ha come obiettivo la conservazione e l'incremento delle popolazioni di gambero autoctono, sia attraverso azioni da realizzarsi nell'ambiente di naturale distribuzione, sia tramite azioni di conservazione realizzate ex situ, volte a contrastare le minacce a cui attualmente la specie è sottoposta. Le azioni si stanno attuando all'interno di 40 Siti di Interesse Comunitario (SIC) individuati in due ambiti territoriali italiani: in ambiente alpino, in SIC della Regione Lombardia e, in ambiente appenninico, in SIC delle Regioni Abruzzo e Molise. Il progetto, coordinato dall'Amministrazione Provinciale di Chieti, vede come partner l'ERSAF della Regione Lombardia, la Regione Abruzzo, il Parco Nazionale del Gran

Sasso e Monti della Laga, l’Amministrazione Provinciale di Isernia e l’Istituto Mario Negri Sud.

Nelle prime due annualità sono state poste in essere una serie di azioni preparatorie, è stata effettuata una ricognizione sui corsi d'acqua presenti nei SIC interessati dal progetto per valutare l’effettiva presenza di *A. pallipes*, l’effettiva consistenza numerica delle popolazioni e l’idoneità potenziale dei siti ad ospitare nuove popolazioni della specie anche sulla base di esperienze pregresse (Ghia *et al.*, 2008; Nardi *et al.*, 2004).

È stata effettuata la caratterizzazione genetica delle popolazioni di ambiente alpino e di ambiente appenninico che ha confermato che *A. pallipes* complex si differenzia nelle sottospecie *A.italicus carsicus*, *A. i. carinthiacus*, in ambiente alpino e *A. i.meridionalis* nell’area indagata dell’Appennino centrale. Sono stati formati operatori dedicati per le attività di conservazione, di controllo antibracconaggio e per l’allevamento della specie. Attualmente, sono in corso interventi concreti di conservazione che prevedono l’attivazione di incubatoi per la produzione di novellame da rilasciare successivamente in corsi d'acqua ritenuti idonei, interventi di contenimento delle specie alloctone, e opere di manutenzione e ripristino di habitat fluviali. Al fine di facilitare la riproduzione in ambiente naturale della specie, nell’Area del Centro Italia sono in sperimentazione delle “*source areas*” appositamente realizzate con funzione di “nursery”, in ambiente naturale controllato. Il presente contributo è incentrato proprio sulla descrizione degli interventi di riqualificazione ambientale e di realizzazione delle “*source areas*”, attualmente in atto nei territori di competenza dei cinque Enti partner del progetto (*Progetto LIFE08/NAT/IT/000352 CRAINAT, 2008*).

2. Materiali e metodi

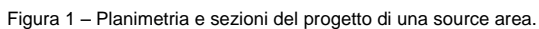
Durante le prime due annualità di progetto è stata effettuata una valutazione ambientale complessiva del reticolo idrografico dei SIC interessati dal Life CRAINAT, al fine di individuare i siti più idonei per la reintroduzione del gambero autoctono, anche in seguito ad eventuali opere di riqualificazione dell’habitat. Le indagini, condotte nei mesi di giugno e luglio 2010 e 2011,

periodo in cui si manifestano in modo evidente criticità da deficit idrico, hanno definito l'assetto idroqualitativo dei corsi d'acqua. Ognuno dei tratti indagati, per un totale di 112 campionamenti, è stato descritto dal punto di vista ambientale con l'applicazione del Metodo Habitat Assessment (Barbour *et al*., 1999) e dal punto di vista chimico-fisico (pH, conducibilità, ossigeno disciolto e temperatura). Dall'indagine è emersa la necessità di effettuare alcuni interventi di ingegneria naturalistica di modesta entità, ma che si sono ritenuti sufficienti a ripristinare la piena funzionalità di tratti fluviali potenzialmente idonei. Si tratta di opere di tipo puntiforme, su siti di qualità complessivamente buona (funzionalità morfo-ecologica buona con lievi elementi di degrado) *(Cornelini P., Sauli G.,2012)* in cui sono ritenute sufficienti azioni finalizzate alla riattivazione del deflusso in alveo, della continuità e quindi della percorribilità fluviale, e di incremento della copertura vegetale sulla sponda emersa, ove essa è carente.
Tutti gli interventi sono previsti in amministrazione diretta con l'impiego di squadre di operai degli enti partner e con l'impiego di piccoli mezzi meccanici e di materiali naturali (talee di essenze autoctone, tronchi e pietrame, rifugi semi - artificiali in terracotta per gamberi)

3. Le "source areas"

Questa è una tipologia di intervento del tutto innovativa e sperimentale nell'ambito del progetto Life CRAINAT. Le "source areas" si configurano come canalizzazioni sinuose adiacenti ai corpi idrici naturali e in continuità con questi ultimi, realizzate in modo tale da rallentare il flusso d'acqua e consentire la formazione di ambienti ottimali per la riproduzione "in situ" dei gamberi (assenza di predatori, impossibilità di accesso da parte dei bracconieri, lento deflusso delle acque, siti di rifugio ecc.). In seguito all'accoppiamento, le source areas costituiranno delle "nursery" per il novellame, permettendone successivamente l'immissione, naturale ed autonoma, perché in continuità ambientale, nei corpi idrici principali. Si tratta di un intervento in alveo di tipo sperimentale, che tende a riprodurre una tipologia ambientale già esistente in natura e, in genere, particolarmente

idonea alla presenza di gamberi.

Figura 1 – Planimetria e sezioni del progetto di una source area.

Questo tipo di intervento viene realizzato per la prima volta nell'ambito di un progetto sulla tutela del gambero. L'obiettivo è quindi, riprodurre artificialmente quanto già presente in natura, e soprattutto valutarne l'efficacia e l'eventuale trasferibilità in altri contesti territoriali. Una volta individuati tratti idonei di ruscelli o di canali laterali ad un corpo idrico, si tende a diversificarne l'andamento planimetrico rendendolo più sinuoso, a variarne l'andamento del fondo creando alternanza di zone a maggior e minor profondità; si inseriscono, inoltre, rifugi artificiali realizzati con materiali naturali e messe a dimora talee di essenze autoctone. Nell'area di progetto è prevista la sperimentazione di tre source areas (Figura 1).

3.1 Aree di intervento

Le aree di intervento sono tutte accomunate da alcune caratteristiche generali: si tratta di torrenti e corsi d'acqua nei tratti montani ad una quota compresa fra i 600 e i 1.100 m s.l.m., di qualità complessivamente buona, all'interno di SIC e già potenzialmente idonei alla presenza del gambero *A. pallipes*.

Siti di Intervento per la riqualificazione dell'habitat fluviale nei SIC della Regione Lombardia:

- Torrente Predina (BG), SIC IT2060016 "Valpredina";
- Sorgente Funtanì (BS), SIC IT2070019 "Sorgente Funtanì";
- Torrente Toscolano (BS), SIC IT2070021 "Valvestino";
- Torrente Curone (AL), SIC IT2030006 "Valle Santa Croce e Valle del Curone";
- Torrente Boscaccia (VA), SIC IT2010002 "Monte Legnone e Chiusarella".

Siti di Intervento per la riqualificazione dell'habitat fluviale nei SIC delle Regioni Abruzzo e Molise:

- Fonte della Noce (CH), SIC IT7140043 "Monti Pizzi e Monte Secine";
- Fiume Tirino (AQ), SIC IT7110098 "Sorgenti e primo tratto del fiume Tirino";
- Rio Gamberale (AQ), SIC IT7110206 "Monte Sirente e Monte Velino";
- Torrente Carpino (IS), SIC IT7212178 "Pantano del Carpino".

Siti di Intervento per la realizzazione delle source areas:

- Rio Gamberale (AQ), SIC IT7110206 "Monte Sirente e Monte Velino";
- Fiume Tirino (AQ), SIC IT7110098 "Sorgenti e primo tratto del fiume Tirino";
- Torrente Carpino (IS), SIC IT7212178 "Pantano del Carpino".

4. Obiettivi degli interventi

Nei SIC della Regione Lombardia sono stati programmati 5 interventi di ingegneria naturalistica per il miglioramento dell'habitat acquatico, il recupero della continuità fluviale, delle sponde e della fascia di vegetazione riparia.

Nel Torrente Predina (SIC IT2060016 "Valpredina") è prevista la rimozione in alveo dei detriti che hanno occluso il regolare deflusso e hanno ridotto la naturale alimentazione idrica di alcune pozze riducendone la permanenza dell'acqua. Con il consolidamento delle sponde si potrà garantire una maggiore disponibilità di rifugi per il gambero, oltre ad evitare che i detriti possano nuovamente riempire le pozze stesse in futuro.

Nella Riserva Funtanì (SIC IT2070019 "Sorgente Funtanì") il primo tratto fluviale dopo la sorgente non presenta copertura vegetale e sufficiente ombreggiamento. Con idonei interventi di piantumazione di essenze arboree ed arbustive autoctone sarà possibile ridurre l'irraggiamento durante il periodo estivo limitando l'innalzamento della temperatura e creando un ambiente idoneo per la presenza del gambero.

Nel Torrente Toscolano (SIC IT2070021 "Valvestino") sono presenti due briglie sotto il ponte della S.P. n.9 (nei pressi di Molino di Bollone) che creano un doppio salto difficilmente valicabile dal gambero. Gli animali sono stati, infatti, individuati a valle degli sbarramenti, ma non a monte. Si collocherà ai piedi degli sbarramenti del materiale (massi, rocce o assi di legno) che permetterà la risalita dei gamberi.

L'affluente in riva sinistra del Torrente Curone (SIC IT2030006 "Valle Santa Croce e Valle del Curone"), con una buona popolazione di gambero, si immette nel corso principale passando attraverso una condotta in cemento,

si cercherà di modificare questa tipologia di passaggio con un intervento in alveo in modo da evitare l'isolamento di questa popolazione rispetto all'asta principale.
Sul Torrente Boscaccia (SIC IT 2010002 "Monte Legnone e Chiusarella") nell'ultimo tratto, prima del passaggio sotto la strada comunale (Via per Bregazzana) il corso è deviato da una piccola frana e scorre sulla carraia che costeggia l'alveo. I gamberi sono presenti nell'alveo naturale, ma non nella parte deviata del corpo idrico. Si interverrà per riportare il flusso dell'acqua all'interno dell'alveo naturale e consentire alla popolazione presente di ricolonizzare un tratto più lungo di alveo. L'intervento consiste nella rimozione dei detriti e nel rimodellamento dell'argine in corrispondenza del punto di divagazione, in modo da garantire il ripristino del deflusso e contenimento delle acque nell'alveo originario. Nei SIC delle Regioni Abruzzo e Molise sono stati programmati quattro interventi di riqualificazione dell'habitat (simili per tipologia delle opere da realizzare rispetto a quelli sopra descritti) e tre interventi per la realizzazione sperimentale delle source areas. Il primo intervento è localizzato in località Fonte della Noce (SIC IT7140043 "Monti Pizzi e Monte Secine"). Durante i sopralluoghi nella fase di ricognizione dei corsi d'acqua, non sono stati rinvenuti gamberi nell'alveo principale, ma è stata riscontrata la presenza di una ricca comunità nei rivoli adiacenti originati dalla Fonte della Noce. La vegetazione ripariale a portamento arboreo e arbustivo è rada e, in alcuni tratti, completamente assente, mentre è folta quella erbacea a idrofite. In alveo sono presenti punti di attraversamento in secca e numerosi sono i segni di disturbo antropico (adesempio aratura in prossimità dell'alveo). Per favorire la ricolonizzazione anche dell'alveo principale, si è ritenuto sufficiente un intervento di riqualificazione su un tratto di circa 30 m, con rimozione di ramaglie e ripulitura dai rifiuti e con interventi di piantumazione di essenze vegetali autoctone, in modo da creare una barriera di ombreggiamento e di protezione ed evitare che i mezzi agricoli possano raggiungere l'alveo; saranno, inoltre, inseriti e ancorati al fondo rifugi idonei per i gamberi .
Altri tre interventi verranno condotti, rispettivamente, nei SIC IT7212178 "Pantano del Carpino", IT7110098 "Sorgenti e primo tratto del fiume Tirino"

e IT7110206 "Monte Sirente e Monte Velino". In tutti e tre i siti è previsto un intervento preliminare di riqualificazione dell'habitat fluviale su canalizzazioni laterali rispetto all'alveo principale del corso d'acqua e successiva realizzazione delle source areas. Sono stati individuati canali caratterizzati da buona integrità ambientale e qualità dell'acqua; qui la rimozione di detriti in alveo e opere spondali puntiformi consentono di mantenere una continuità ottimale con il corpo idrico principale. In ogni source area gli interventi previsti sono il rimodellamento della sponda del canale laterale e la diversificazione del suo andamento planimetrico, in modo da renderlo più profondo e più sinuoso. Inoltre, saranno create zone a maggiore e a minore profondità anche con l'ausilio di elementi lignei e di pietrame e verranno inseriti dei rifugi per gamberi da ancorare al fondo. Lungo la sponda del canale verranno messe a dimora talee di salici arbustivi prelevati in situ ed altri arbusti autoctoni in modo da creare una quinta vegetale di protezione e di ombreggiamento. Ogni source area sarà dotata di recinzione, protetta da una barriera vegetale in modo da prevenire fenomeni di bracconaggio.

5. Discussione e conclusioni

Interventi di modificazione degli alvei, derivazioni o captazioni idriche riducono la disponibilità di rifugi e comportano l'interruzione del regolare deflusso idrico, determinando la scomparsa di ambienti idonei per le fasi del ciclo biologico di *A. pallipes*. Una delle principali minacce alla conservazione della specie è rappresentata proprio dall'isolamento delle popolazioni per effetto della frammentazione dell'habitat. La riduzione della fascia riparia unitamente a cali di portata può produrre, durante la stagione estiva, innalzamento della temperatura dell'acqua (*A. pallipes* non sopporta temperature superiori ai 25°C). Inoltre, corsi d'acqua con flusso idrico ridotto hanno minore capacità di diluzione e di autodepurazione rispetto al carico organico,, e ciò determina alterazioni a cui la specie è particolarmente sensibile. Corsi d'acqua potenzialmente idonei come corridoi ecologici posssono non consentire la colonizzazione della specie per la presenza di

alterazioni morfologiche limitate quali piccole ostruzioni o deviazioni dell'alveo, per ridotta copertura vegetale o per accumulo di detriti. In questi casi, interventi sull'habitat fluviale anche di modesta entità, possono ripristinare condizioni ambientali idonee alla presenza del gambero di fiume. Interventi per la realizzazione delle source areas, peraltro di semplice esecuzione, possono creare aree umide adiacenti e in continuità con il corpo idrico, adatte ad innescare processi di ricolonizzazione controllata della specie. Gli interventi descritti, possono rappresentare un'utile soluzione per il recupero di siti non particolarmente compromessi; si tratta,infatti, di opere semplici, di rapida esecuzione, basso costo, ed elevata riproducibilità. Si ritiene che le sperimentazioni condotte possano rivestire valore prototipale anche in ragione della sinora scarsa diffusione di ripristini specificamente orientati alla conservazione di *A. pallipes*.

Bibliografia

Barbour M.T., Gerritsen J., Snydr B.D., Stribling J.B. (1999) - *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*.EPA 841-B-99_022 www.epa.gov/owow/monitoring/techmon.html.

Cornelini P., Sauli G. (2012) – *Principi, metodi e deontologia dell'ingegneria naturalistica – AIPIN e Regione Lazio* –204 pp.

Ghia D., Fea G., Bernini F., Nardi P.A. (2008) – *Action Plan sul gambero di fiume nell'Oltrepò pavese collinare e montano* – 23 pp.

Nardi P.A., Bernini F., Bonardi A., Fea G., Ghia D., Manenti R., Razzetti E., Rossi S. (2004) - *Progetto LIFE2000/NAT/IT/7159 "Conservazione di Austropotamobius pallipes in due SIC della Lombardia*" – Relazione finale, 49 pp.

Progetto LIFE08/NAT/IT/000352 CRAINAT (2008) – AZIONI DEL FORMULARIO DI PROGETTO.

SESSIONE 2

Monitoraggio degli interventi di riqualificazione fluviale

La riqualificazione del basso Rio Mareta – analisi ecologica

T.B. Nössing – ArgeNatura SNC Bolzano, G. Carmignola – Provincia Autonoma di Bolzano, A. Declara - Bressanone, K. Kofler – ArgeNatura SNC Bolzano, K.H. Steinberger – Innsbruck Austria, F. Glaser – Technisches Büro für Biologie Austria

Sommario

La riqualificazione del rio Mareta ha modificato profondamente il paesaggio della Val Ridanna fra Casateia e Stanga. Tramite un programma di monitoraggio ecologico si sono effettuate indagini allo scopo di registrare e monitorare le modificazioni e gli effetti di questi interventi. I rilievi condotti negli anni 2010 e 2011 hanno documentato lo stato ecologico creatosi con la conclusione dei lavori di riqualificazione.

1. Introduzione

Fra il 2004 e 2006 gli aspetti concernenti la sicurezza idraulica e l'ecologia della conca valliva di Vipiteno sono stati analizzati nell'ambito del progetto Interreg III-B "River Basin Agenda". Dai risultati si è evinto che il rio Mareta rappresentava una grave minaccia per la conca di Vipiteno e che gli habitat acquatici e rivieraschi presentavano evidenti deficit di funzionalità ecologica. Per rispondere alle esigenze della direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) in seguito è stato elaborato un programma d'interventi con cui s'intendono armonizzare i sistemi di difesa idraulica con la tutela dell'ecosistema acquatico. Insieme alla realizzazione delle opere di riqualificazione del basso corso del rio Mareta eseguite fra il 2008 e il 2010, coincidenti con la demolizione di una serie di briglie e l'allargamento e innalzamento dell' alveo fluviale (gli interventi sono estesamente descritti nella memoria "Riqualificazione del rio Mareta: Pianificazione e prime fasi d'attuazione" del dott. Peter Hecher contenuta in questi stessi atti), sono stati documentati anche gli effetti di questi interventi su flora e fauna del torrente e delle aree riparie.

2. Area di studio

L'area di studio si trova in Alto Adige, pochi chilometri a ovest della città di Vipiteno e si estende lungo il fondovalle del basso Rio Mareta tra le località Casateia e Stanga (Figura 1). In questo tratto nel periodo 2008 a 2010 sono stati eseguiti lavori di riqualificazioni fluviale da parte della ripartizione idraulica della provincia di Bolzano.
Il rio Mareta è un corso d'acqua di origine glaciale che all'altezza di Stanga ha un bacino imbrifero pari a 100 km², di cui circa il 10% è coperto da ghiacciai. Tipicamente questo corso d'acqua è caratterizzato da notevoli variazioni di portata sia stagionali sia giornaliere (per esempio NQ marzo 2011: 2,2m³/s, HQ giugno 2011: 88 m³/s). Le condizioni ecologiche di questi ambienti, inoltre, si distinguono per la rilevante dinamica dei sedimenti, le forti variazioni della temperatura dell'acqua e la notevole torbidità estiva.
Le indagini sui vari parametri di studio sono state effettuate sia nella zona riqualificata sia in punti strategici del fondovalle adiacente.

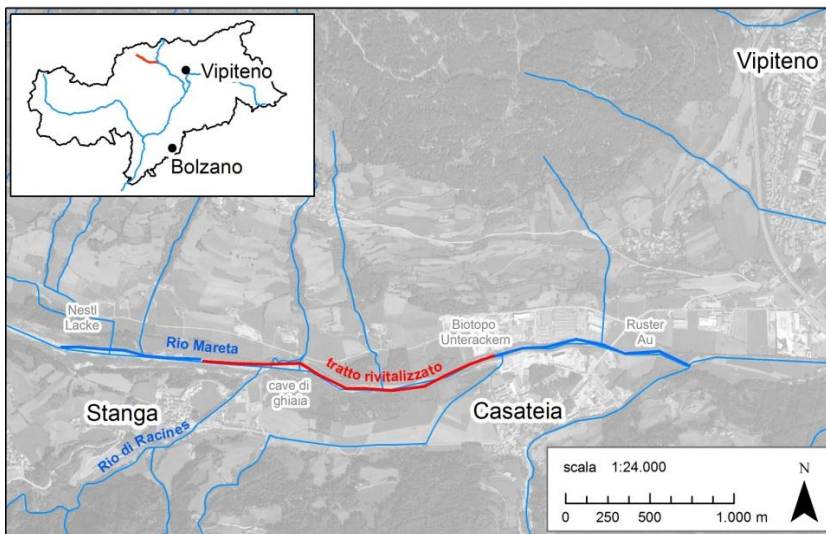



Figura 1 – Area di studio Basso Rio Mareta (Ortofoto 2008: Prov. Aut. Bolzano – © AGEA).

3. Metodologia

Le analisi ecologiche nel dettaglio hanno previsto la descrizione della morfologia fluviale, degli habitat e della vegetazione e l'indagine di gruppi faunistici quali: macrozoobentos (MZB), pesci, libellule, ragni, formiche, anfibi e uccelli. Per alcuni di queste componenti esistono già risultati derivanti dai rilievi fatti nel 2004 eseguiti nel contesto del Progetto Interreg IIIB "River Basin Agenda". Oltre che nell'area riqualificata sono stati eseguiti rilievi anche in zone adiacenti che ospitano habitat che fanno parte del sistema fluviale del fondovalle.

- Morfologia fluviale, habitat e vegetazione - è stata effettuata la mappatura (scala 1:1.000) delle strutture morfologiche, degli habitat (Wallnöfer *et al.*, 2007) e della vegetazione (Braun Blanquet, 1964; Oberndorfer, 1994) e la digitalizzazione dei dati su foto aeree attuali. Per ricostruire il cambiamento del fondovalle i risultati sono stati confrontati con il materiale cartografico risalente al 1858 (catasto storico 1858; http://gis2.provinz.bz.it/geobrowser).
- Macrozoobenthos - Per ottenere un quadro possibilmente completo della comunità di macroinvertebrati nei tratti riqualificati, sono stati campionati quantitativamente i vari microhabitat presenti (raschi e pozze, accumuli di legno e foglie, un ramo secondario e una sorgiva (AQEM CONSORTIUM, 2002) in campionamenti condotti nel tardo autunno 2010, in primavera e nella tarda estate del 2011. I risultati sono poi stati confrontati con quelli del 2004.
- Ittiofauna - I rilievi sono stati eseguiti tramite elettropesca di tratti campione nell'ambito della zona del rio Mareta oggetto di riqualificazione fluviale. È risultato possibile verificare quali specie ittiche siano riuscite ad insediarsi nei diversi tipi di struttura creati e verificarne il loro successo riproduttivo.
- Odonati (libellule) – Gli odonati tipicamente non colonizzano fiumi glaciali per cui i rilievi si sono concentrati soprattutto sui corpi idrici presenti lungo il rio Mareta. La comunità di odonati presente è stata esaminata tramite 6 rilievi nei siti di monitoraggio prescelti nell'arco dell'estate 2011 (19/05, 28/06, 31/07, 18/08, 13/09, 06/10 del 2010). I rilievi

degli adulti sono stati effettuati attraverso osservazione diretta o cattura con retino rilevando per ogni specie osservata il comportamento e la quantità stimata.

- Araneae (ragni) e Formicidae (formiche) - Dati relativi alla fauna di ragni e formiche (totale di 90 campioni) sono stati rilevati nelle zone ripristinate e in zone di riferimento poste in vicinanza ad esse tramite vari metodi di cattura (trappolaggio e catture dirette). In laboratorio gli esemplari sono stati determinati a livello di specie, ciò ha permesso anche una classificazione ecologica e faunistica delle formiche (*Lude et al.* 1999; *Glaser*, 2007,) e dei ragni (Steinberger, 1996; Steinberger & Zingerle, 2009).
- Erpetofauna – La comunità di anfibi presenti è stata esaminata conducendo almeno quattro rilievi (osservazioni visuali e acustiche, cattura) condotti tra marzo e luglio, in tutti gli habitat acquatici potenzialmente adatti alla riproduzione ed allo sviluppo. Contemporaneamente è stata registrata l'eventuale presenza della biscia dal collare (*Natrix natrix*). I risultati sono stati confrontati con quelli del 2004.
- Ornitofauna - In totale sono stati effettuati quattro rilievi (5/4, 22/4, 9/5, 28/6 del 2011) nella zona riqualificata del basso Rio Mareta. I dati rilevati sono stati confrontati con quelli dell'anno 2004.

4. Risultati

4.1 Morfologia fluviale, habitat e vegetazione

Dal 1850 ad oggi si è assistito ad una notevole contrazione dell'area fluviale del basso Rio Mareta che originariamente si estendeva per 66,6 ha. Nel 2008, prima della riqualificazione, l'area fluviale occupava una superficie di 18,6 ha. Di questa solo il 43% era ricoperto da aree soggette a dinamiche fluviali ovvero l'alveo, le sponde e ristrette zone residuali di ontaneto. La maggior parte delle restanti superfici (53% ovvero 9,8 ha) risultava completamente esclusa dai processi dinamici del rio Mareta ed era ricoperta da conifere o da formazioni di ontano bianco frammiste ad abeti rossi. In seguito alle misure di riqualificazione (ampliamento e innalzamento dell'alveo) la percentuale di

superfici riparie caratterizzate da processi dinamici è passata da 7,9 a 13,3 ettari. La superficie dove è possibile lo sviluppo di un ontaneto connesso funzionalmente al rio Mareta è passata così da 2,2 a 7,7 ha. L'ampliamento dell'alveo al doppio e, localmente, al triplo della larghezza iniziale ha comportato un aumento notevole della varietà di habitat acquatici rispetto a quella rilevata nel 2004. Grazie alla rimozione delle briglie lungo l'intero tratto e al ripristino dell'accessibilità di tre affluenti è stata ricostituita la continuità fluviale per pesci ed invertebrati. Gli habitat fluviali derivanti dal ripristino sono prevalentemente da ascrivere agli ambienti dei ghiaioni ciottolosi con copertura vegetale molto rada ed agli ambienti a erbacee pioniere di greto; in alcune porzioni sono, però, prevalenti specie sinantropiche e ruderali. Nelle aree immediatamente a ridosso del rio dominano le superfici ghiaiose a vegetazione pioniera con la presenza di cenosi ad elofite a dominanza di specie del genere *Juncus sp.* e di *Calamagrostis pseudophragmites*. Da un punto di vista botanico appare di particolare rilievo la presenza di *Alopecurus geniculatus*, specie inserita nella lista rossa delle piante vascolari dell'Alto Adige. Tra gli interventi di riqualificazione è stato effettuato anche l'impianto di arbusti di *Myricaria germanica*, specie tipicamente insediata nei ghiaioni. Gli impianti hanno avuto esito positivo in due stazioni.

4.2 Macrozoobentos

La comunità macrozoobentonica, composta da elementi appartenenti ad una tipica cenosi di corso d'acqua glacio-rithrale, dopo gli inevitabili disturbi derivanti dalle operazioni di riqualificazione, si è ripresa sia in relazione alle abbondanze sia in numero di specie. Mentre nel 2004 si registrava una densità media pari a 5.171 ind./m², dopo gli interventi di riqualificazione si registrava un aumento della densità media a 8.488,9 ind./m² (5697,8 SD). In uno studio riguardante 161 corsi d'acqua alpini naturali o semi-naturali (Füreder, 2007) è stato accertato che torrenti con una percentuale di apporti glaciali paragonabile al rio Mareta (0-15%) presentano in media 10.492,1 ind./m² (10.971,1 SD). Gli interventi di riqualificazione quindi sembrerebbero aver comportato un aumento dei valori di densità del macrozoobentos avvicinadoli ai valori attesi. La comunità EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*) ha mantenuto la varietà tassonomica precedente agli interventi ed è composta da

28 unità sistematiche. La densità di popolamento di questi *taxa*, però, è aumentata, passando dal 46% ad un 60-70%. Dall'analisi dei singoli habitat inoltre si deduce che la diversità tassonomica maggiore è presente nei raschi mentre le raccolte di fogliame e legname presenti in mezzo all'alveo rappresentano habitat di sfarfallamento altamente significativi.

4.3 Ittiofauna

Anche la comunità ittica ha reagito velocemente ai miglioramenti dell'habitat acquatico. Si è potuto accertare una notevole riproduzione spontanea della trota fario, specie principale del popolamento della cenosi, ma anche dello scazzone, specie bentonica con particolare valenza ecologica ed inserita tra le specie prioritarie della direttiva 92/43/CEE "Habitat".

4.4 Odonati

Nell'area di studio sono state osservate 19 specie di odonati, 11 delle quali si riproducono sicuramente in loco. Gran parte delle specie di libellule riscontrate appartengono alla comunità tipica di laghetti e stagni. È interessante la presenza delle specie *Ischnura pumilio* e *Sympetrum striolatum* in una porzione ad acque lentamente fluenti creatasi all'interno dell'alveo rivitalizzato del rio Mareta. Le specie: *Libellula depressa, Ischnura pumilio, Lestes viridis, Coenagrion hastulatum, Cordulegaster boltonii* nell'ambito del progetto di riqualificazione sono state definite quali "specie obiettivo", ritenendo fondamentale un ampliamento degli ambiti ascrivibili ai loro habitat.

4.5 Formicidae

Nell'area di studio sono state identificate 30 specie di formiche (181 dati singoli, circa 5.200 individui). Il 60% della fauna locale comprende specie probabilmente minacciate a livello regionale. A tale proposito, in mancanza di una lista rossa locale, si è fatto riferimento a liste rosse di regioni vicine quali il Vorarlberg e Bayern (Sturm & Distler, 2003; Glaser, 2005). I siti di riferimento dimostrano un numero doppio di specie (21 spp.) in relazione alle zone riqualificate Basso rio Mareta (12 spp.) e Ruster Au (10 spp.). Nei siti riqualificati sono prevalenti specie comuni e dei boschi mentre nei siti di riferimento il numero di specie stenoecie (quali le specie xerotermofile *Lasius psammophilus* e *Lasius meridionalis*) o tipiche delle golene aride (*Formica selysi*,

F. cinerea, Myrmica constricta) è più alto. I numeri elevati di specie censite nei biotopi ruderali e nelle golene aride sono da correlare ad una densità maggiore di colonie in questi ambienti.

4.6 Araneae

Nelle zone di riqualificazione del Basso Rio Mareta e "Ruster Au" sono state rinvenute 106 specie di ragni. È elevato il numero di specie tipiche di ambienti ripari a dimostrazione della buona funzionalità ecologica dell'area riqualificata. In particolare, negli habitat dinamici lungo le rive caratterizzati da banchine di ghiaia raramente inondate, sono state trovate specie interessanti quali *Pardosa wagleri* e *Janetschekia monodo*. Presso la foce del Rio Racines inoltre è stato rinvenuto il ragno *Caviphantes saxetorum*, specie molto rara (si tratta della terza in segnalazione in Alto Adige); si pensa che in tale sito è probabile si sia sviluppata una popolazione di tale specie.
La "Ruster Au", un isolato ontaneto alla foce del Rio Mareta, si configura come un habitat molto interessante anche in quanto colonizzato dal ragno boreale *Helophora insignis,* rinvenuto per la prima volta in Alto Adige.
Nelle golene aride a ovest della zona riqualificata, si trovano specie xerofile, quali *Cheiracanthium virescens, Drassyllus pumilus, Ozyptila rauda*.

4.7 Erpetofauna

Nell'area di studio sono state rinvenute 2 specie di anfibi: rana montana (*Rana temporaria*) e rospo comune (*Bufo bufo*). Nel 2004 sono stati individuati 13 habitat potenziali di riproduzione per queste specie mentre nell' anno 2011 i siti sono saliti a 19. Tra questi 15 (78%) risultano utilizzati da almeno una specie. Il numero di siti in cui sono stati rinvenuti girini di rana montana è raddoppiato passando da 3 a 6 siti; per il rospo comune il numero dei siti riproduttivi è diminuito da 3 a 2. Il numero di ovature di rana montana reperite è fortemente aumentato, passando da 274 nel 2004 a 505 nel 2011. Per il rospo gli habitat di riproduzione si sono ridotti ma singoli esemplari sono stati osservati anche in nuovi siti e in essi è ipotizzabile una colonizzazione in un prossimo futuro.
La natrice dal collare (*Natrix natrix*) è stata reperita nelle cave di ghiaia nei pressi di Stanga e della "Nestl Lacke", sempre in presenza di una grande

quantità di girini di *Rana temporaria* e di sanguinerole (*Phoxinus phoxinus).*

4.8 Ornitofauna

In totale sono state osservate 30 specie, 29 delle quali all'interno della zona riqualificata. In confronto con il 2004 il numero di specie e la densità di popolamento sono diminuite soprattutto a causa della perdita degli habitat boschivi dovuta ai lavori di riqualificazione. Dalle osservazioni del 2011 si riscontra un calo delle abbondanze del merlo acquaiolo (*Cinclus cinclus*), del piro piro piccolo (*Actitis hypoleucos*) e del piro piro culbianco (*Tringa ochropus*). Si sono infittite, invece, le osservazioni di germano reale (*Anas platyrhynchos*) e sono state fatte prime osservazioni di corriere piccolo (*Charadrius dubius*) e martin pescatore (*Alcedo atthis*).

5. Conclusioni

Dalle prime analisi post cantiere si evince che la riqualificazione del Rio Mareta ha prodotto un miglioramento degli habitat acquatici fluviali e perifluviali. Non si riscontra attualmente la necessità di ulteriori interventi, ma invece sembra opportuno consentire e monitorare il libero sviluppo delle dinamiche del corso d'acqua e della vegetazione riparia nel corso degli anni a venire. Anfibi, biscia dal collare (*Natrix natrix*) e odonati sono stati rinvenuti soprattutto presso corpi d'acqua (pozze di escavazione, laghetti di pesca, stagni e fossi) posti in prossimità dell'area riqualificata. L'innalzamento della falda ha comunque comportato un effetto positivo sull'offerta di habitat riproduttivi per molti di questi taxa (specchi d'acqua nell'ontaneto di Unterackern, cave di ghiaia ad est di Stanga). Lo sviluppo di questi organismi è però notevolmente limitato dall'immissione di pesci in quasi tutti i piccoli corpi d'acqua del fondovalle. Per migliorare lo stato di erpetofauna e odonatofauna nell'area di studio si dovrebbero realizzare ambiti di acque lentiche pionieri e/o effimeri, nei laghetti da pesca esistenti dovrebbe essere favorito lo sviluppo di vegetazione ad elofite e la creazione di sponde a minore pendenza. Infine si valuta necessaria la riqualificazione dei fossi di bonifica. La fauna degli ontaneti appare, invece, compromessa. Nonostante il ripristino degli habitat di cui sono caratteristiche, la ricolonizzazione da parte di alcune specie è resa difficoltosa anche a causa di altri

fattori quali l'uso ricreativo dell'area. Sembra rilevante che in futuri interventi di riqualificazione siano mantenute aree di ontaneto maturo e aree di golena arida che possano assolvere al ruolo di serbatoio di biodiversità e habitat di rifugio.

L'autrice ringrazia: Alex Festi per la collaborazione ai campionamenti del macrozoobentos e la traduzione dei testi in lingua italiana. Daniel Eisendle per l'assistenza durante i campionamenti e per il sorting microscopico degli organismi.

Bibliografia

AQEM CONSORTIUM (2002). *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive.* Version 1.0, February 2002. 198pp

Braun-Blanquet J. (1964). *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde.* 3. neubearb. u. wesentl. verm. Auflage, Wien 865 pp

Füreder L. (2007). Life at the Edge: Habitat Condition and Bottom Fauna of Alpine Running Waters. *International Review of Hydrobiology* 92, 491–513pp.

Lude A., Reich M. e Plachter H. (1999). *Life strategies of ants in unpredictable floodplain habitats of alpine rivers (Hymenoptera: Formicidae)*. Entomologia generalis, 24(2): 75-91.

Steinberger K.H., Zingerle V. (2009). Z*ur Spinnenfauna (Arachnida, Araneae) von „Prader Sand" und „Schludernser Au", Reste einer naturnahen Flusslandschaft im oberen Etschtal (Vinschgau, Südtirol, Italien)*. Gredleriana, 9: 213-230.

Steinberger K.H. (1996). *Die Spinnenfauna der Uferlebensräume des Lech (Nordtirol, Österreich) (Arachnida: Araneae)*. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, 83: 187-210.

Sturm P. & Distler H. (2003). *Rote Liste der gefährdeten Ameisen (Hymenoptera: Formicoidea) Bayerns,* - Rote Listen gefährdeter Tiere Bayerns, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe, Heft 166: 208 – 212.

Wallnöfer S., Hilpold A, Erschbamer B., Wilhalm T. (2007). Checkliste der Lebensräume Südtirols. Gredleriana 7/2007.: 9 – 30.

Riqualificazione fluviale su un tratto dimostrativo del Fiume Serchio: interventi e monitoraggio a tre anni dalla realizzazione

Laura Maria Bianchi – Geologo professionista, Arianna Chines – Biologo professionista, Laura Marianna Leone – Biologo professionista

Sommario

Gli interventi di riqualificazione effettuati nel settembre 2009 in un breve tratto di Fiume Serchio nel Comune di Camporgiano (LU), banalizzato a seguito di lavori eseguiti in alveo per la ristrutturazione di un ponte, oltre a ricreare habitat per la fauna ittica, si sono dimostrati utili per il recupero della funzionalità fluviale. Alla riattivazione dei processi morfogenetici ha contribuito un evento di piena di particolare entità che, a due mesi dai lavori, ha fortemente interagito con le opere in legname e pietrame. Durante l'evento, i deflettori di corrente in asse alveo, fortemente modificati, hanno comunque portato alla formazione di una estesa barra centrale; i pennelli in legname si sono perfettamente conservati ed hanno incrementato il loro volume con accumulo di ulteriore detrito legnoso; le risagomature del fondo dell'alveo sono state rimodellate ed il braccio morto ricreato è stato colmato di sedimenti, la vegetazione piantumata è stata completamente asportata. Allo stato attuale, l'alveo presenta variazioni morfologiche significative; l'indice IFF ha evidenziato un lieve ma progressivo miglioramento nonostante l'impossibilità di interagire sulla gestione della vegetazione sulle sponde e sulla qualità e quantità di acqua; si registrano i primi risultati in termini di fauna ittica e di soddisfazione da parte degli utenti.

1. Introduzione

Il Comune di Camporgiano, in Provincia di Lucca, ha realizzato nel settembre 2009 un progetto di riqualificazione finalizzato alla ricreazione di habitat per la fauna ittica (finanziato con L.R. n°7/2005 "Gestione delle risorse ittiche e regolamentazione della pesca nelle acque interne") di un breve tratto (circa 250 m) del medio-alto corso del Fiume Serchio in località "Sasso alle Botti",

all'interno della "Zona a Regolamento Specifico Alto Serchio" (ZRS Alto Serchio, art.10 del DPGRT n°54/r del 22/08/2005).

Figura 1 – Tratto fluviale a valle del ponte, prima (Anno 2008, a sx) e dopo (Luglio 2012, a dx) gli interventi di Riqualificazione Fluviale e il passaggio della piena del 2009 (Foto: L. M. Leone).

Il tratto in esame aveva subito forti alterazioni morfologiche a seguito dell'adeguamento idraulico della sezione del ponte di attraversamento, con asportazione di sedimenti e taglio di uno sperone roccioso. Precedentemente ad essi, il corso d'acqua presentava un alveo sinuoso a barre alternate con una ramificazione in corrispondenza dello stesso sperone. I lavori eseguiti avevano innescato processi erosivi con rettificazione e banalizzazione dell'alveo e conseguente perdita di diversità ambientale (cfr. figura 1 a sx). Gli eventi di piena successivi non erano riusciti a modificare la conformazione del canale creatosi a valle del ponte, in forte incisione: il fiume non sembrava in grado di recuperare da solo il suo profilo originale. Sono stati i pescatori stessi a segnalare un peggioramento quantitativo della componente reofila della fauna ittica, preoccupati soprattutto per la riduzione della popolazione di Salmonidi. Il Comune di Camporgiano, spinto dalla volontà dei pescatori, ha pensato così di coinvolgere diverse figure professionali (geologo, biologo, ingegnere) per dare origine ad un intervento innovativo in alveo in grado di innescare naturali processi di variazione delle condizioni morfologiche volte al riequilibrio del fiume inciso, ricreando così quella diversità fluviale fondamentale per la fauna acquatica. L'intervento ha previsto così la realizzazione di opere elastiche in legname e pietrame unitamente a campagne di informazione e monitoraggio geomorfologico, ittico e della funzionalità fluviale.

2. Inquadramento territoriale

Il fiume Serchio è il terzo fiume della Toscana: nasce in Garfagnana (LU) ed ha un'estensione di 1.460 km^2, ripartiti tra le Province di Lucca, Pistoia e Pisa per una lunghezza complessiva dell'asta di 106,9 km; sfocia nel Mare Ligure all'altezza di Vecchiano (PI). Il tratto in esame, situato nel Comune di Camporgiano, appartiene al medio-alto corso del Fiume Serchio (freccia rossa in figura 2) e scorre al centro della valle con un andamento piuttosto rettilineo; il ponte di attraversamento in località "Sasso alle Botti" rappresenta un elemento di rilevante artificialità.

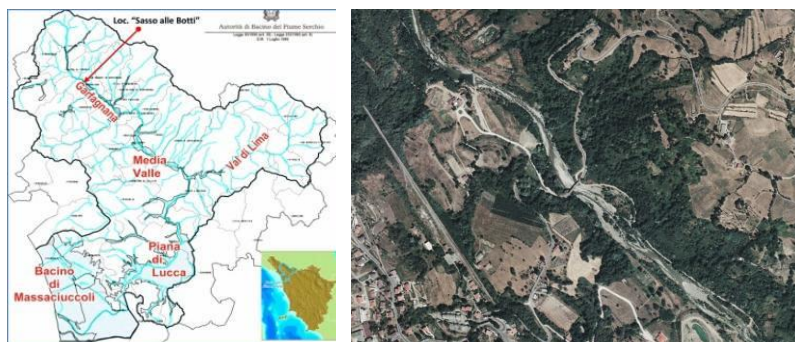



Figura 2. Contesto ambientale di riferimento; a sinistra l'inquadramento geografico del bacino del Serchio ed a destra il dettaglio del sito di intervento, la freccia rossa a sx indica il ponte di sasso alle botti (Immagini adattate da: Autorità di Bacino del Fiume Serchio).

La qualità delle acque è influenzata dalla presenza di immissione di reflui civili non trattati, mentre le portate sono regimate a fini idroelettrici.

Il ponte si colloca in corrispondenza di una soglia morfologica dove gli affioramenti rocciosi condizionano fortemente l'assetto fluviale e la mobilità trasversale. L'alveo è pertanto parzialmente confinato in corrispondenza dello sperone roccioso, mentre può essere considerato a fondo mobile con morfologia a *pool-riffle* nei tratti a monte ed a valle dello stesso. La forma planimetrica è prevalentemente monocursale ed a tratti transizionale (*wandering*). Nel tratto in esame non sono presenti isole fluviali.

3. Opere realizzate

Nell'ambito del progetto di Riqualificazione (*Bianchi et al*, 2011; carta degli interventi in figura 3), sono state eseguite opere elastiche in legname e pietrame oltreché piantumazioni lungo le sponde mediante inserimento di talee radicate di salici autoctoni.

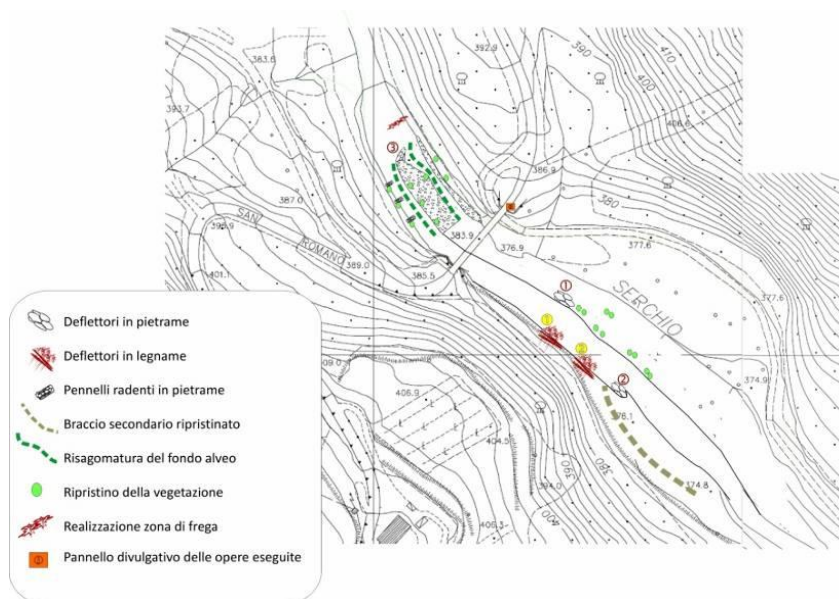



Figura 3 – Carta degli interventi eseguiti.

Tutti gli interventi sono stati realizzati nel mese di settembre 2009 utilizzando materiale litoide già presente in alveo, legname proveniente dai boschi limitrofi e salici creati da talee di esemplari locali, minimizzando così i costi degli interventi (38.160,00 euro + 17.540 euro per spese tecniche, monitoraggio, pubblicità, IVA e servizi) e l'impatto sull'ambiente.

3.1 Deflettori di corrente in pietrame

In asse alveo sono stati realizzati tre deflettori di corrente in pietrame, della volumetria di circa 20 mc ciascuno, collocati in uno scavo di fondazione in

alveo ed incassati nel deposito alluvionale per circa metà dello sviluppo superficiale (cfr. figura 4 a dx). I massi ciclopici, prelevati in alveo dai punti individuati da un precedente censimento, sono stati disposti in fila multipla e legati tra loro con fune d'acciaio. I deflettori sono stati ricoperti con materiale fluviale in modo da tamponare le eventuali cavità tra i massi e favorire l'attecchimento della vegetazione spontanea. La loro funzione era quella di innescare processi di formazione di corpi sedimentari quali barre ed isole.

Figura 4 – Opere fluviali realizzate in alveo. A sinistra, deflettori in pietrame; a destra deflettori in legname (Foto: L. M. Bianchi).

3.2 Deflettori di corrente in legname

I deflettori in legname (*engineered logjams -ELJ*) sono opere di difesa spondale che prevedono l'utilizzo di materiale legnoso (tronchi e radici) per stabilizzare e movimentare la sponda. Il materiale legnoso in alveo svolge un importantissimo effetto ecologico incrementando la quantità di materia organica e la complessità del flusso con la formazione e diversificazione di microhabitat fondamentali per le comunità ittiche. Nel tratto in studio, seguendo la metodologia indicata dal brevetto *Dooley et al.*-2002, sono state realizzate due opere disponendo una successione di diversi livelli di tronchi con ceppaia. Tutti i tronchi sono stati contrassegnati con elemento metallico infisso per un loro eventuale riconoscimento.

3.3 Pennelli in pietrame

In sponda destra, a monte del ponte, sono stati realizzati tre pennelli radenti in pietrame con talee, opere trasversali rispetto alla direzione della corrente, finalizzate a limitare l'erosione spondale e creare così una diversificazione dell'habitat ripario.

3.4 Ripristino di un canale secondario

Dall'analisi della cartografia esistente e delle foto aeree, era emersa a valle del ponte la presenza di un ramo fluviale secondario relitto. Nell'ambito del progetto si è proceduto ad un suo ripristino per un tratto di circa 80 m, ripercorrendo, con escavatore, le tracce morfologiche del ciglio di sponda.

3.5 Altre opere eseguite

Nel settore a monte del ponte lungo le sponde sono state effettuate risagomature finalizzate alla diversificazione del fondo alveo per un tratto di circa 50 m. Nel medesimo settore è stato realizzato un piccolo sbarramento con ceppaie di legno allo scopo di ricreare un letto di ghiaia fine come possibile zona per la frega dei pesci (*Gentili et alii*, 2006).
Sono stati eseguiti anche interventi di ripristino della vegetazione naturale recuperata in situ, in fase preliminare, mediante asportazione di 50 talee di salice (*Salix* sp.) e sottoposta a cure colturali in vivaio per la crescita della radice. E' stato realizzato un pannello divulgativo dei lavori svolti e dei risultati attesi in modo tale da informare gli utenti dell'area sulle finalità e modalità degli interventi effettuati. Detto pannello è stato collocato a bordo strada in corrispondenza della pista di accesso al fiume.

4. Analisi dello stato attuale

Nonostante la brevità del tempo trascorso (3 anni dalla realizzazione), si è assistito ad una variazione della morfologia dell'alveo grazie all'effetto sinergico della realizzazione delle opere e dell'evento di piena del dicembre 2009. Nel periodo 21-25 dicembre 2009 si è verificato, infatti nel Bacino del Fiume Serchio, un evento meteorologico di particolare entità (piogge con

tempi di ritorno superiori ai 30-45 anni) che ha generato due picchi di piena (*Autorità di Bacino del Fiume Serchio*, 2010). Il passaggio della piena ha comportato significativi aggiustamenti morfologici dell'alveo con rimobilitazione dei sedimenti del fondo, modellamento del canale principale e delle barre più attive, inondazione della piana in sponda sinistra. L'interazione con le opere realizzate ha visto la rimozione degli interventi più leggeri quali la piantumazione e la realizzazione di zone di frega nonché il colmamento del braccio secondario. I deflettori in pietrame collocati in asse sono stati sensibilmente modificati, anche se non del tutto rimossi, mentre quelli laterali si sono conservati. I due deflettori in legname sono rimasti pressoché indenni, intrappolando anche ramaglie trasportate dalle acque in piena; nel loro intorno si sono create zone di buca e l'alveo ha assunto un profilo degradante verso la sponda sinistra. Non si sono verificati fenomeni di erosione localizzata o diffusa nelle sponde. Sono attualmente in atto processi che tendono al recupero di morfologie pregresse di tipo transizionale.

4.1 Geomorfologia

Allo stato attuale (cfr. Figura 1 a dx), a monte del ponte si è formata una barra centrale: si osservano massi di dimensioni maggiori nel settore anteriore e sedimenti a grana più fine nella zona d'ombra con inizio di colonizzazione da parte della vegetazione. In corrispondenza dei pennelli in pietrame, si sono create due grosse buche e la sagomatura della sponda è ora ondulata. A valle del ponte si nota un accentuato recupero morfologico con passaggio da alveo monocursale artificialmente rettificato, ad alveo pluricursale con due canali attivi separati da una barra centrale in rivegetazione, con ampliamento della larghezza media del tratto bagnato. Nel settore antistante i deflettori in legname, nel fondo alveo, si sono create buche della profondità di oltre un metro e la sponda è ondulata.

4.2 Fauna Ittica

Indagini sulla fauna ittica sono state effettuate precedentemente ai lavori di banalizzazione dell'alveo (*Pascale M*, 2004), e a seguito dell'intervento di riqualificazione con indagini qualitative eseguite nel 2009 (*CISBA*, 2010) e quali-quantitative eseguite nel 2011. Di queste ultime si riportano i risultati: le

specie rilevate sono barbo comune (*Barbus plebejus*), cavedano (*Leuciscus cephalus*), trota fario (*Salmo trutta trutta*), vairone (*Telestes muticellus*). La comunità non mostra popolazioni strutturate, ad eccezione del vairone. La popolazione di trote fario è costituita da soggetti di ceppo atlantico, da considerarsi selvatici. L'esame dei fenotipi, confermata da analisi genetiche effettuate su 7 campioni, ha escluso la presenza di soggetti autoctoni (Trota fario di ceppo mediterraneo). Il confronto con i dati del 2004, in cui erano state rilevate specie non caratteristiche di zone medio-superiori dei corsi d'acqua tirrenici, come carpa (*Cyprinus carpio*), cobite (*Cobitis taenia*) gobione (*Gobio gobio*), mostra come la comunità ittica si sia evoluta privilegiando nettamente la componente reofila. La popolazione di Salmonidi, benché non bilanciata per la presenza di individui di taglia superiore ai 17 cm e per l'assenza di individui giovani (classe 0+), mostra densità paragonabili a quelle precedenti i lavori di banalizzazione del corso d'acqua e biomassa superiore per la presenza di individui di maggiori dimensioni. La specie esotica gardon (*Rutilus rutilus*), rilevata soltanto nel 2009, fa supporre che la sua presenza sia dovuta ad un'immissione effettuata a scopo alieutico, ma che la specie non si sia naturalizzata nel tratto di fiume in esame.

4.3 Funzionalità Fluviale

Il tratto in studio è stato sottoposto a monitoraggio della funzionalità fluviale, intesa come capacità autodepurativa derivante dall'interazione di vari sistemi biotici e abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato. È stato così utilizzato l'Indice di Funzionalità Fluviale (*APAT*, 2007) che permette di studiare il fiume nel suo complesso, di individuarne fragilità ed alterazioni, di rilevarne processi ed andamenti.

L'applicazione del metodo nel settembre 2010 ha permesso di evidenziare un miglioramento generale dell'indice a valle delle opere realizzate, nonostante gli interventi di taglio della vegetazione estranei al progetto stesso e l'impossibilità di intervenire sulla quantità e qualità delle acque. Le 8 schede complessivamente ottenute, ad un solo anno dalla realizzazione dei lavori, presentano punteggi compresi tra 121 e 265 (media 212), con un seppur lieve ma indicativo incremento rispetto al 2009 (cfr. grafico di figura 5). L'osservazione della tabella di figura 5, inoltre, permette di confrontare la

percentuale dei tratti ricadenti in ciascuna fascia di funzionalità nei due anni di studio: è possibile così evidenziare uno slittamento verso l'alto della funzionalità dei singoli tratti e notare che almeno un tratto (corrispondente al 12% della sponda sx) ricade ora in effettiva I Classe di Funzionalità, elemento di novità per il km di fiume analizzato.

	DX		SX	
	2009	2010	2009	2010
I				12%
I - II		12%	12%	
II	70%	42%	58%	70%
II - III		28%		
III	30%	18%	30%	18%
III - IV				
IV				
IV - V				
V				

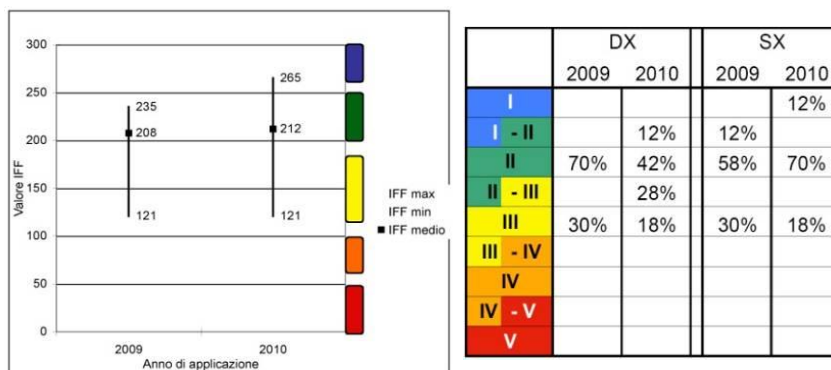



Figura 5 – Parametri di confronto di applicazione del metodo IFF negli anni; a sinistra, grafico di confronto dei valori minimi, medi e massimi (la media è pesata sulla lunghezza di ciascun tratto); a dx, tabella di confronto per ciascuna sponda relativamente alle percentuali di presenza di ciascun livello di funzionalità rispetto alla lunghezza totale.

5. Conclusioni

Nonostante l'esiguità della dimensione del tratto, la presenza di opere trasversali e longitudinali quali il ponte e le opere a sua difesa, l'impossibilità di agire sulla quantità e qualità delle acque e sulla gestione della vegetazione, i risultati in termini di miglioramento ambientale e di soddisfazione degli utenti dimostrano che possono bastare piccole somme di denaro investite in interventi dimostrativi ma efficaci per modificare l'approccio precauzionale nei confronti di "nuove" tecniche e strategie. L'interazione delle opere con la piena mostra inoltre l'inutilità di rimodellazioni dell'alveo e l'importanza di interventi di riattivazione di quella dinamica fluviale capace di ristabilire da sola i propri equilibri.

Bibliografia

APAT (2007). *IFF 2007. Indice di Funzionalità Fluviale.*

Autorità di Bacino del Fiume Serchio (2010) *REPORT sull'evento alluvionale registrato nei giorni 24-25 dic. 2009 nel Bacino del Fiume Serchio*.

Bianchi L., Chines A., Leone L. Pascale M. (2011). *Fiume Serchio - Sasso alle Botti, Risultati del monitoraggio post-operam a seguito degli interventi di Riqualificazione fluviale.* Relazione tecnica.

CIRF (2006). *La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio.*

CISBA (2010). *Contributo per la realizzazione dell'indagine sullo Stato ecologico della fauna ittica dell'Alto Serchio svoltasi nell'ambito del corso teorico pratico di formazione "La fauna ittica dei corsi d'acqua" nel settembre 2009.* Relazione tecnica.

Dooley J.H., Maschoff J.T. (2002). United States Patent. *"Engineered environmental structure and method of its use".*

Gentili G., Romanò A. e Bucchini A. (2006). *Linee guida per la gestione della fauna ittica e degli ecosistemi fluviali in Provincia di Cuneo* - Provincia di Cuneo.

McHenry M., Pess G., Abbe T., Coe H., Goldsmith J. Liermann M., McCoy R., Morley S., Peters R. (2007). *The Physical and Biological Effects of Engineered Logjams (ELJs) in the Elwha River, Washington*. Executive Summary Salmon Recovery Funding Board (SRFB) Interagency Committee for Outdoor Recreation (IAC).

Pascale M. (2004). *Caratterizzazione dell'Ittiofauna del fiume Serchio nel tratto inserito nell'area a regolamento specifico dell'alto Serchio*. Comune di Camporgiano (LU).

Variazioni morfologiche storiche del torrente Aurino ed effetti ecologici dei recenti interventi di riqualificazione: risultati preliminari

Daniela Campana – Free University of Bozen, Renate Alber – Agenzia provinciale per l'ambiente Bolzano, Francesco Comiti – Free University of Bozen-Bolzano, Caterina Ghiraldo – Provincia Autonoma di Bolzano, Francesco Giammarchi – Free University of Bozen, Peter Hecher – Provincia Autonoma di Bolzano, Thomas Kiebacher – Agenzia provinciale per l'ambiente Bolzano, Birgit Loesch – Agenzia provinciale per l'ambiente Bolzano, Martin Moser – Provincia Autonoma di Bolzano, Giustino Tonon – Free University of Bozen-Bolzano.

Sommario

Il torrente Aurino (Ahr in tedesco) nei tratti semi-confinati tra Campo Tures e Brunico (Provincia Autonoma di Bolzano) era caratterizzato durante l'Ottocento e fino alla prima metà del Novecento da una configurazione morfologica a canali multipli con la presenza di ampie aree ripariali. A partire dagli anni cinquanta del secolo scorso, il torrente Aurino ha subito intense variazioni in senso altimetrico e localmente anche in termini planimetrici primariamente come conseguenza dell'estrazione di sedimenti in alveo. Tra il 2003 ed il 2011, la Ripartizione Opere idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano ha effettuato degli interventi di riqualificazione fluviale (allargamento e rialzo dell'alveo) lungo diversi tratti del torrente Aurino. I potenziali effetti di questi interventi sono in corso di monitoraggio dalla primavera 2011 attraverso l'analisi della comunità di macrozoobenthos ed attraverso un'analisi dendrocronologica su piante arboree. I risultati preliminari dopo un anno di monitoraggio non evidenziano cambiamenti sostanziali nella struttura ed abbondanza della comunità macrobentonica, così come le analisi dendrocronologiche non suggeriscono risposte della vegetazione arborea associabili agli interventi di riqualificazione, pur indicando una diversa risposta in termini di crescita radiale delle diverse specie presenti alle variazioni di quota dell'alveo avvenute tra il 1970 e 2010.

1. Introduzione

I corsi d'acqua dell'arco alpino sui quali sono stati eseguiti importanti interventi di riqualificazione fluviale sono distribuiti tra Austria (Mur, Drau ed Isel), Svizzera (Thur), e Francia (Rhone). Per quel che riguarda la situazione italiana, gli interventi condotti sono in numero esiguo, ed i più significativi sono stati realizzati nella Provincia Autonoma di Bolzano (fiumi Mareta ed Aurino). I progetti di riqualificazione fluviale eseguiti nelle Alpi sono generalmente condotti operando allargamenti d'alveo, riconnessione e ricostruzione di canali storici, ed a volte cercando di ripristinare l'alimentazione di sedimenti in alveo (*Habersack & Piegay,* 2008). Tuttavia ancora non si ha una esaustiva conoscenza di come i cambiamenti idromorfologici associati agli interventi di riqualificazione (così come ai processi di degradazione precedenti) influiscano sulla componente biologica e sul funzionamento complessivo dell'ecosistema. A tale scopo, è fondamentale condurre progetti di monitoraggio multidisciplinari di lungo periodo che mettano in relazione le caratteristiche biologiche con quelle idromorfologiche del corso d'acqua. Purtroppo, simili progetti di monitoraggio sono in numero veramente esiguo e concentrati lungo pochi fiumi (Schmitt et al., 2012), ed inoltre vi è una mancanza di dati bibliografici inerenti la scala e la durata dei progetti di monitoraggio (Hering et al., 2010).

2. Area di studio

L'area di studio è il torrente Aurino, tributario del torrente Rienza presso Brunico (813 m), il cui bacino (630 km^2) presenta circa 25 km^2 di ghiacciai responsabili del regime nivo-glaciale del corso d'acqua. Durante la seconda metà del secolo scorso, il torrente Aurino si è inciso come conseguenza primariamente delle estrazioni di sedimenti in alveo, creando una discontinuità fra alveo e piana alluvionale. Quest'ultima superficie ora è definibile come terrazzo recente in quanto è inondata solamente con piene di frequenza > 30-50 anni.

Figura 1 – Localizzazione del bacino del T. Aurino. Il quadrato indica la zona dove sono stati effettuati i campionamenti.

L'incisione ha inoltre causato un marcato abbassamento della falda freatica, probabilmente limitando la crescita della foresta ripariale dominata da ontano bianco (*Alnus incana*). Allo stato attuale, il torrente presenta un singolo canale ad andamento sinuoso-meandriforme fissato da protezioni spondali. A partire dal 2003, la Ripartizione Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano ha attivato un programma di riqualificazione fluviale principalmente con lo scopo di ristabilire adeguate condizioni di umidità del suolo per le porzioni rimanenti di bosco ripariale. Le azioni di riqualificazione riguardano principalmente la rimozione delle protezioni spondali, l'allargamento delle sezioni ed il rialzo dell'alveo ottenuto tramite l'introduzione in esso del sedimento prelevato dalle sponde. I tratti riqualificati presi in esame si trovano vicino alle località di Molini di Tures (circa 800 m in lunghezza, completato nel 2003) e Gais (circa 1000 m in lunghezza, completato nel 2011), ad una quota compresa tra 850 e 830 m s.l.m.

Figura 2 – Ortofoto (stessa scala) della porzione di valle del tratto di Molini di Tures nel 1954 (a sinistra), nel 2000 (al centro) e nel 2008 (a destra) dopo gli interventi di riqualificazione (Foto: Prov. Aut. Bolzano).

3. Metodi

3.1 Analisi geomorfologiche

Come prima cosa si è provveduto alla delimitazione - con software ArcGIS 10 - del corridoio fluviale (piana alluvionale) del T. Aurino tra Molini di Tures e Gais tramite l'analisi del raster "hillshade" derivato dal DTM LiDAR (del 2006, celle di 2,5m). Il DTM ad alta risoluzione ha inoltre permesso di ricavare delle sezioni trasversali utili a definire le quote delle diverse superfici presenti nel corridoio fluviale, e quindi stimare l'entità delle variazioni altimetriche precedenti agli interventi di riqualificazione.

Le variazioni planimetriche – sia precedenti che successive ai lavori di riqualificazione – sono state determinate interpretando una serie di foto aeree (1945, 1954, 1973, 1983, 1989, 2000, 2006, 2008, 2011), previa loro georeferenziazione. Per ogni anno, sono state digitalizzate le seguenti categorie: alveo, isole con vegetazione arborea, isole con vegetazione arbustiva, barre, e vegetazione arboreo-arbustiva presente nella piana alluvionale.

3.2 Macrozoobenthos

A partire dal mese di maggio 2011 si sono effettuati campionamenti mensili dei macroinvertebrati bentonici in tre siti di campionamento: i) subito a monte

del tratto riqualificato di Molini di Tures; ii) all'interno di questo presso la sua estremità di valle; iii) all'interno del tratto riqualificato di Gais (estremità di valle). Il campionamento dei macroinvertebrati è stato effettuato utilizzando un retino Surber con maglia standard di 500 μm, utilizzando la procedura di campionamento multihabitat proporzionale (CNR, 2007). I campioni sono stati prelevati sia vicino alle sponde che nella parte centrale dell'alveo, campionando aree con diversa velocità e granulometria secondo la loro prevalenza, in modo da poter campionare tutti i microhabitat esistenti. Tutti i campioni sono stati analizzati in laboratorio fino al livello tassonomico previsto dalla metodologia.

3.3 Analisi dendrocronologiche

Al fine di stimare il potenziale dell'analisi dendrocronologica per valutare gli effetti delle variazioni di quota dell'alveo (e quindi della falda freatica) sulla crescita del bosco ripariale, è stato effettuato un campionamento preliminare presso i tratti Molini di Tures e Gais nell'autunno 2011. Un totale di 11 individui sono stati carotati utilizzando un succhiello di Pressler, di cui 7 ontani bianchi (*Alnus incana*); 2 abeti rossi (*Picea abies*), 1 salice (*Salix alba*), ed 1 frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*); sono state prelevate 2 carote per individuo, in direzione ortogonale tra loro. Le carote legnose sono state successivamente misurate ed analizzate in laboratorio utilizzando il dendrocronografo RINNTECH LINTAB 6, equipaggiato con uno stereomicroscopio collegato al software RINNTECH TSAP-Win. La combinazione dei due strumenti ha permesso di misurare lo spessore degli anelli di crescita con una risoluzione di 1/100 mm, oltre alla determinazione dell'età delle piante tramite conteggio degli anelli. I dati così ottenuti sono stati cross-datati, al fine di eliminare errori dovuti alla presenza di falsi anelli o anelli mancanti, ed infine standardizzati, per rimuovere il trend di maggiore crescita relativo alla fase giovanile dell'albero. In questo modo è stato possibile valutare le dinamiche di accrescimento radiale senza introdurre fattori non coerenti con l'obiettivo dell'analisi.

4. Risultati

4.1 Variazioni morfologiche

In Figura 2 si può vedere come il tratto di Molini di Tures presentasse negli anni ’50 del secolo scorso una configurazione morfologica dell’alveo (avente allora una larghezza media di circa 90 m) di tipo transizionale (*wandering*), con abbondante presenza di barre e qualche isola. Negli anni ’80 invece il *pattern* risulta a canale singolo di tipo sinuoso, la larghezza dell’alveo si è ridotto di circa 1/3, e la presenza di barre e isole risulta notevolmente diminuita (Figura 3). Tale trend persiste fino agli anni immediatamente precedenti gli interventi (foto anno 2000, Figura 2) quando l’estensione complessiva delle isole è al suo minimo (Figura 3). L’incisione dell’alveo a partire dagli anni ‘50, stimata tramite quote di superfici omologhe individuate dalle foto aeree, risulta in questo tratto compresa tra 1,5 e 2,5 m. Tali variazioni – avvenute soprattutto negli anni ’60 e ’70 del secolo scorso – si possono ascrivere per la maggior parte all’estrazione di inerti in alveo ed alla costruzione degli impianti idroelettrici (due dighe) lungo il Rio Selva dei Molini, affluente del T. Aurino subito a monte del tratto di Molini di Tures.

A seguito degli interventi di riqualificazione del 2003, l’alveo nel 2011 presenta valori di larghezza media paragonabili a quelli degli anni ’90, e quindi ancora alquanto minori rispetto alla condizioni pre-alterazione. Tuttavia, l’estensione delle isole risulta ora stabilizzata su valori significativi, seppure non paragonabili agli anni ’40 o ’50 del secolo scorso (Figura 3). Per il prossimo futuro non ci si attende aumenti della larghezza dell’alveo o di estensione delle barre, date le condizioni di alterazione dell’alimentazione solida proveniente dal bacino idrografico (numerose briglie di trattenuta e di consolidamento, serbatoio idroelettrico del Rio Selva dei Molini), se non forse soltanto successivamente al verificarsi di un evento di piena con tempi di ritorno > 50-100 anni (nel 2009 è avvenuta una piena stimata con TR~30 anni, la quale non ha determinato variazioni significative).

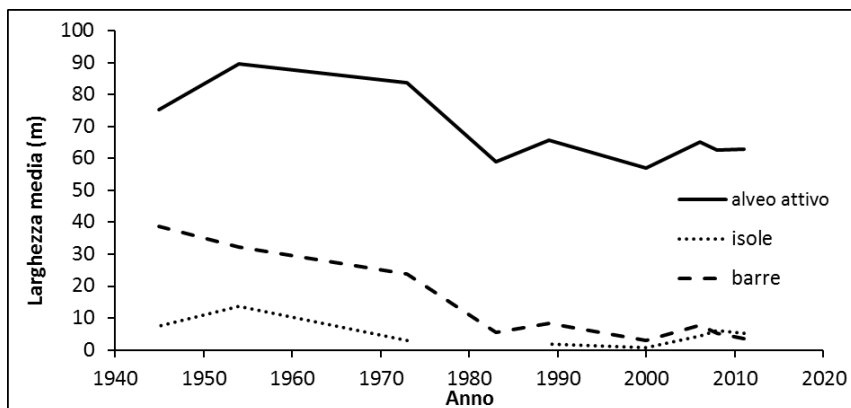



Figura 3 – Variazioni di estensione relativa (area/lunghezza tratto) dell'alveo attivo, delle isole (arboree ed arbustive) e delle barre nella zona rinaturalizzata di Molini.

4.2 Comunità dei macroinvertebrati bentonici

La comunità macrobentonica presente nei tre siti di campionamento è formata prevalentemente dagli ordini dei Plecoptera (generi Capnia ed Isoperla), Ephemeroptera (generi Baetis e Rhithrogena), Trichoptera (famiglie Limnephilidae e Rhyacophilidae) e Diptera (famiglie Chironomidae, Simulidae e Limonidae). Il numero totale dei taxa presenti nell'anno considerato varia da un minimo di 11 ad un massimo di 24, seguendo un chiaro trend stagionale dovuto al regime idrologico di tipo nivo-glaciale. Il numero medio di individui per m^2 risulta essere 420 per il tratto non riqualificato a monte di Molini, 602 e 595 rispettivamente per i tratti riqualificati a valle di Molini e Gais. I dati dell'indice di Shannon riferiti alla comunità a macroinvertebrati nei tre siti di campionamento (Figura 4) mostrano generalmente (ma soprattutto durante il periodo autunnale e primaverile) valori minori nel sito a monte di Molini (tratto non riqualificato) rispetto ai siti posti a valle di Molini ed a Gais (tratti riqualificati). Inoltre, il numero di taxa presenti nel tratto riqualificato di Molini risulta quasi sempre maggiore di quelli riscontrati a Gais. Tuttavia le differenze sono alquanto modeste, e risulta necessario acquisire una serie di dati maggiore per arrivare a conclusioni statisticamente significative.

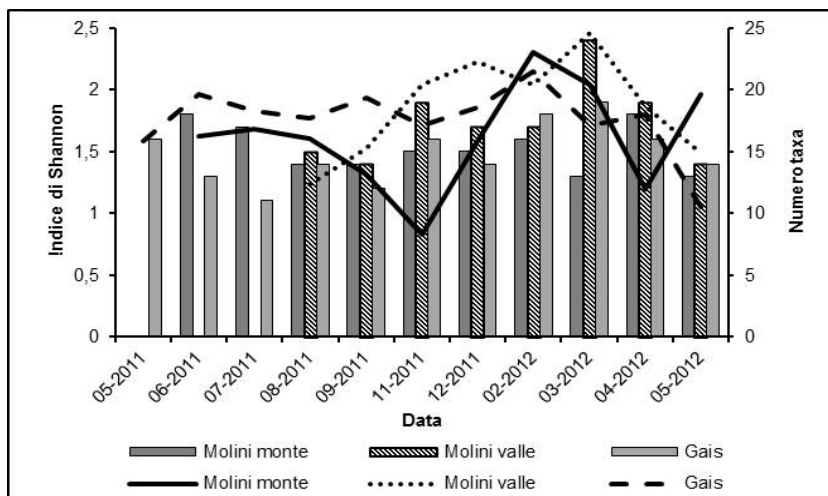



Figura 4 – Valori dell'indice di Shannon (linee) e numerosità totale dei taxa (istogrammi) delle comunitá di macroinvertebrati nei tre tratti campionati.

4.3 Dinamica di crescita del bosco ripariale

Le analisi preliminari condotte sugli anelli di crescita delle piante arboree (Figura 5) mostrano che l'età massima degli individui risulta pari a circa 50 anni, indicando quindi che almeno parte del bosco ripariale attuale si è insediato prima delle variazioni morfologiche degli anni '60 e '70, e quindi può essere utilizzato per investigare gli effetti di queste ultime sulla sua dinamica. Inoltre, gli accrescimenti delle ultime decadi sono più ridotti rispetto a quelli degli anni precedenti. Considerando solamente gli individui più vecchi di ontano e frassino, si può notare come il frassino (presente sul terrazzo recente del tratto di Molini di Tures) evidenzi una prima, forte soppressione di crescita all'inizio degli anni '60 (nonostante precipitazioni medie annuali sopra la media) che si è protratta poi – esclusi brevi periodi – fino a tutti gli anni '80. Dal 1990 al 2007 si evidenziano invece valori di crescita sempre sopra la media (apparentemente non correlati alle precipitazioni medie annue), mentre gli ultimi anni sono caratterizzati da anelli sotto la media, nonostante gli interventi di rialzo dell'alveo (attorno a 0,5 m - 1 m) effettuati nel 2003.

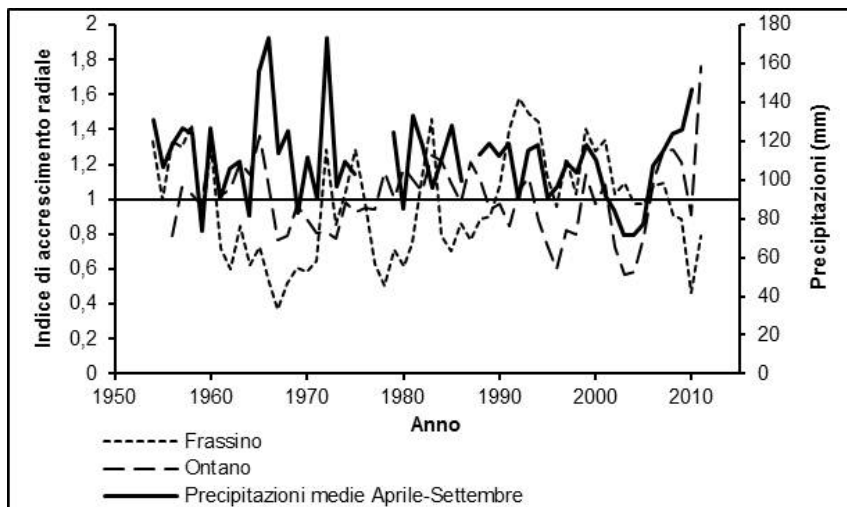



Figura 5 – Andamento temporale dell'indice di accrescimento radiale degli individui di frassino maggiore ed ontano bianco campionati lungo il T. Aurino. In figura si riporta inoltre l'andamento delle precipitazioni medie mensili del periodo vegetativo rilevate alla stazione di Riva di Tures.

Alquanto diversa è la dinamica esibita dalla media delle piante di ontano bianco presenti sia a Molini che a Gais (Figura 5), la quale mostra valori di crescita radiale apparentemente correlati direttamente alle precipitazioni (unica specie che ha reagito alle ridotte precipitazioni del 2002 e 2003) con assenza di lunghi periodi di "stress". Tali risultati sembrano suggerire che il frassino maggiore, a differenza dell'ontano bianco che presenta un apparato radicale più superficiale, sia meno sensibile all'abbassamento della falda associato all'incisione dell'alveo, ma che entrambe le specie non abbiano beneficiato finora del rialzo artificiale del livello dell'alveo, probabilmente troppo modesto.

5. Conclusioni

Gli interventi di riqualificazione effettuati lungo il T. Aurino hanno sicuramente incrementato – oltre alla larghezza dell'alveo – la diversità morfologica in termini di unità morfologiche (isole e barre) pur tuttavia senza riportare il corso d'acqua a condizioni pre-alterazione. L'analisi preliminare della comunità macrobentonica sembra indicare una sua possibile risposta in termini di diversità agli interventi, ma questa risulta alquanto debole ed ulteriori campionamenti sono necessari per arrivare a conclusioni statisticamente valide. L'analisi dendrologica preliminare appare suggerire come l'incisione dell'alveo degli anni '60-'70 abbia avuto un effetto maggiore sulla crescita degli individui di frassino piuttosto che sul popolamento di ontani bianchi, ma che entrambe le specie non abbiano reagito al modesto incremento di livello dell'alveo effettuato durante gli interventi di riqualificazione.

Bibliografia

CNR (2007). *Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD).*

Habersack, H. and Piègay, H. (2008). *River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges.* In: Habersack, H., Piégay, H. and Rinaldi, M. (Eds). Gravel-Ber Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration: 703-737.

Hering,D., Borja, A-, Carstensen, J-, Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C., Heishkanen, A., Johnson, R., Moe, J., Pont, D., Solheim, A. L., van de Bund, W. (2010). *The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future.* Science of the toTotal Environment 408: 4007-4019.

Schmitt L., Trémolières M., Blum C., Dister E., Pfarr U. (2012). *30 years of restoration works on the two sides of the upper Rhine river: feedback and future challenges*. In: Integrative Sciences and sustainable development of rivers-1st International conference-Lyon, June 2012.

Il torrente Talvera a Bolzano: effetti delle modificazioni morfologiche ed idrologiche sull'ittiofauna

Alex Festi – Studio Limnologia Adami Bolzano
Vito Adami – Studio Limnologia Adami Bolzano

Sommario

Il tratto terminale del torrente Talvera è sottoposto a molteplici alterazioni antropiche che ne limitano fortemente la funzionalità ecologica con evidenti ripercussioni, in particolare sull'ittiofauna. Dall'analisi degli impatti nei singoli tratti omogenei si estrapolano prime indicazioni per futuri interventi di riqualificazione del corso d'acqua.

1. Introduzione

Il Torrente Talvera, è un corso d'acqua a regime nivopluviale (bacino imbrifero: 426 km^2) che attraversa Bolzano. La foce del Talvera nell'Isarco rappresenta un importante "nodo idraulico" sia dal punto di vista della sicurezza della città che per l'ittiofauna del sistema fluviale. La morfologia del tratto terminale del Talvera, è fortemente influenzata da varie opere di sicurezza idraulica con evidenti interruzioni del *continuum* fluviale (briglie) e dalla periodica rimozione di sedimenti dalle aree sovrastanti le briglie di trattenuta. Una centrale idroelettrica a stoccaggio giornaliero infine ne altera significativamente l'idrologia, che nel tratto a monte di Bolzano è caratterizzata da un regime di deflusso minimo vitale (DMV) e a valle della restituzione da un incisivo *hydropeaking* (rapporti fino ad 1:15 nei mesi invernali). Per rispondere alle esigenze della direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/EU), la Ripartizione Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano è impegnata da vari anni nel mitigare gli effetti negativi delle sistemazioni idrauliche sull'ecologia. Lo studio in oggetto, i primi risultati del quale sono presentati a seguire, mira ad ottimizzare le riqualificazioni future

del Talvera con particolare riguardo agli effetti delle condizioni morfologico–sedimentarie sull'ittiofauna.

2. Area di studio e metodi

L'indagine ha interessato gli ultimi 5,6 km del torrente Talvera, dalla sua confluenza coll'Isarco (260 m s.l.m.) ad una briglia filtrante all'altezza della frazione Sill (380 m s.l.m.). Storicamente la morfologia di gran parte di questo tratto corrisponde ad un alveo a canali intrecciati con una larghezza di 80-250 m e substrati prevalenti di ghiaie e ciottoli. Attualmente il tratto presenta, una morfologia caratterizzata da numerose briglie e da un alveo, ristretto a 20-40 m come conseguenza di vari interventi di sistemazione idraulica,. In base alle caratteristiche idromorfologiche si è suddiviso il basso Talvera in 5 tratti relativamente omogenei (Figura 1).

Figura 1 – Area di studio con tratti d'indagine (Ortofoto 2008: Prov. Aut. Bolzano – © AGEA).

Il tratto T1 corrisponde ad una sequenza di briglie, tra le quali sono presenti più canali e barre vegetate. Il tratto T2, che fino al 2010 aveva la stessa morfologia di T1, mostra invece un alveo a sviluppo sinuoso derivante da un intervento di riqualificazione di 8 briglie, sostituite da rampe in massi ciclopici sciolti. Il tratto T3 corrisponde ad una serie di briglie con diramazioni e barre vegetate mentre in T4 la distanza interbriglia si riduce e l'alveo si caratterizza per una sezione rigidamente trapezoidale con pochi elementi naturaliformi.
Infine il tratto T5, che è delimitato a valle da una briglia di deposito, a monte da una briglia filtrante, ha al suo interno un'ulteriore briglia di deposito e si caratterizza peraltro per uno stato morfologico relativamente naturaliforme.
Per ogni tratto si sono svolte le seguenti analisi:

- Rilievo della frequenza delle classi granulometriche del sedimento con particolare riguardo per le alterazioni della loro distribuzione ed abbondanza.
- Simulazione delle variazioni nella distribuzione spaziale del sedimento in relazione alle portate.
- Rilevo delle caratteristiche idromorfologiche e calcolo dell'indice IQM (Rinaldi et al. 2011).
- Campionamento del macrozoobentos secondo la metodica "Multi-Habitat-Sampling" (il 20 marzo 2012) e calcolo dell'indice STAR_ICMi (Buffagni et al. 2008).
- Campionamento quantitativo (doppio passaggio) dell'ittiofauna (nei giorni 23 e 27 marzo 2012) mediante elettropesca con determinazione (specie, sottospecie), misura (lunghezza totale, mm) e pesatura singola (al prossimo grammo) dei pesci catturati. Calcolo mediante l'applicazione della formula di De Lury della consistenza del popolamento globale teorico rapportato in seguito ad una superficie unitaria (kg/ha).
- Mappatura dei nidi di frega delle trote in tutta l'area di studio (da novembre sino a metà gennaio) con annotazione della presenza di nidi ben formati e di nidi di frega sovrapposti (overspawning).
- Campionamento qualitativo mirato al rilievo del successo riproduttivo dell'ittiofauna salmonicola (presenza di avannotti) tramite elettropesca lungo vari tratti di sponda (08 maggio 2012). Si rapportava quindi il numero di pesci ad un segmento teorico di lunghezza standard (100 m).

3. Risultati

3.1 Sedimenti e idrologia

Allo stato attuale, non sono ancora terminate l'analisi granulometrica e le simulazioni idrauliche. In generale si denota una progressiva riduzione da monte verso valle della componente ghiaiosa dei sedimenti.

Già in T5 si osserva un decremento della percentuale di ghiaia nel tratto sottostante la briglia di contenimento posta all'interno del tratto stesso. Il deficit si accentua verso valle, dove la ghiaia è presente di norma in forma di piccoli accumuli, localizzati tipicamente ai margini delle buche delle briglie.

Il tratto T4 è invece caratterizzato da una diffusa coltre sabbiosa causata verosimilmente dall'artificializzazione dell'alveo che favorisce la sedimentazione della sabbia e dall'alterazione del regime idrologico (causata dalla derivazione idroelettrica) che limita le portate necessarie alla sua mobilizzazione.

Difatti la copertura sabbiosa nel tratto T3, che ha in confronto un alveo più strutturato, è meno diffusa. Nei tratti T2 e T1 la presenza di sabbia si riduce sensibilmente per via dell'aumento delle portate a valle della restituzione idroelettrica, pur rimanendo consistente nelle zone di alveo sommerse soltanto durante le fasi di attività della centrale.

3.2 Morfologia

La tabella 1 riassume i risultati dell'applicazione dell'indice IQM per i 5 tratti analizzati. I tratti più alterati sono il T4 e il T1, mentre i restanti tratti omogenei presentano una classe di qualità morfologica moderata.

da - a	Rampa alla foce	Passerella di legnopresso campo baseball	Briglia Tennen	Briglia a monte del ponte di Castel Roncolo	Briglia di trattenuta a monte del canile	Briglia filtrante a monte di Sill
Quota (*m s.l.m.*)	260	279	300	322	333	380

		T1	T2	T3	T4	T5
Tratto		**T1**	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**
Classe confinamento		NC	NC	SC	SC	C
Indice qualità morfologica		0,35	0,47	0,50	0,20	0,59
Indice alterazione morfologica		0,65	0,53	0,50	0,80	0,41
Classe qualità morfologica		scarsa	moderata	moderata	cattiva	moderata
Subindici	**Funzionalità**	0,31	0,31	0,37	0,37	0,37
	Artificialità	0,52	0,52	0,63	0,63	0,63
	Variazioni	0,17	0,17	0,00	0,00	0,00
	Continuità	0,40	0,40	0,48	0,48	0,43
	Morfologia	0,51	0,51	0,41	0,41	0,44
	Vegetazione	0,09	0,09	0,11	0,11	0,13

Tabella 1 – Caratteristiche e risultati dell'analisi idromorfologica dei cinque tratti analizzati.

3.3 Macrozoobentos

Il popolamento macroozobentonico rinvenuto nelle cinque stazioni analizzate è risultato alquanto omogeneo e comprende da 13 a 16 differenti famiglie. Dal calcolo dello STAR_ICMi deriva uno stato ecologico "elevato" per tutte le stazioni tranne che per T2, dove si determina, per via dell'assenza della famiglia di Plecotteri Taeniopterygidae, uno stato ecologico "buono". Se si osservano le densità relative e la composizione tassonomica delle comunità bentoniche rilevate, si riscontra soprattutto una consistente diminuzione, da monte verso valle, della diversità e della densità di popolamento dei Plecotteri. La riduzione più marcata si registra nei tratti T1 e T2, sottoposti agli effetti dell'*hydropeaking*. Anche la maggiore abbondanza dei Tricotteri Limnephilidae della stazione T5, dalla morfologia particolarmente ampia e strutturata, appare degna di nota.

3.4 Ittiofauna

Il campionamento è stato eseguito prima delle semine di trote (pronta pesca e giovanili) operate periodicamente dalle associazioni di pescatori che gestiscono due tratti del Talvera nell'area di studio. Da informazioni dell'Ufficio Caccia e Pesca, le ultime semine precedenti i campionamenti

risalivano a cinque mesi prima (8 ottobre 2011). Tutti i pesci rilevati corrispondevano quindi ad esemplari selvatici o di immissione non recente. Dalla Figura 2 emerge che il popolamento ittico rilevato nelle 5 stazioni di campionamento si compone in prevalenza del complesso di specie riferibile al genere *Salmo* ovvero trota di torrente (*Salmo trutta*), trota marmorata (*S. marmoratus*) e da esemplari ibridi (*S. trutta* x *S. marmoratus*). Si aggiungono, con densità molto diverse secondo la stazione, la trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) e lo scazzone (*Cottus gobio*). Non si sono rinvenuti esemplari di altre specie che sono presenti nel recettore (Isarco) e sarebbero attese anche per il tratto terminale del Talvera, quali il temolo (*Thymallus thymallus*), il barbo (*Barbus plebejus*) ed il cavedano (*Squalius squalus*). Considerando separatamente il complesso trota di torrente/trota marmorata si rileva come *S. trutta* rappresenti la specie in assoluto più frequente in tutte le stazioni (in media ca. 80% degli esemplari) e l'unica della stazione T5. Analizzando le biomasse unitarie registrate si evince che è soprattutto la stazione più a valle (T1) a caratterizzarsi per valori molto bassi (25 kg/ha), mentre le altre stazioni mostrano valori medi o medio-elevati (80-120 kg/ha).
Da un'analisi della struttura di popolazione (Figura 3) si rilevano similitudini per le stazioni fra T2 e T5 che mostrano una distribuzione caratterizzata da un numero proporzionalmente elevato di pesci giovani (1 e 2 anni) e dalla modesta presenza di pesci di età più avanzata, la cui effettiva consistenza è falsata dall'attività alieutica (semina e prelievo). La stazione T1 si scosta invece significantemente da tutte le altre per via della scarsità di trote giovani e della presenza di pochi esemplari d'età superiore.

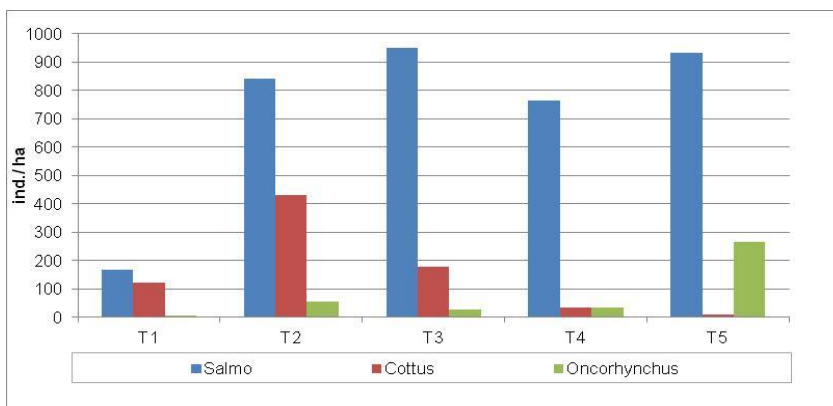



Figura 2 – Istogramma delle densità di popolamento (individui/ha) dei generi catturati nelle 5 stazioni di campionamento.

Lo scazzone è stato rinvenuto in tutte le stazioni. Densità rilevanti si riscontrano peraltro solamente nei tratti T1, T2 e T3, dove si registrano più classi d'età. Nelle stazioni più a monte è stata invece accertata la presenza di pochi esemplari cosicché la specie è qui da classificare come sporadica.
La trota iridea è da ritenere sporadica nelle stazioni T1 sino a T4 nelle quali si sono rilevati singoli esemplari. Nella stazione T1, invece, la specie pare configurarsi come popolazione funzionale: L'analisi della distribuzione delle classi di lunghezza mostra un'evidente presenza di esemplari giovani, mentre non risultano dai dati dell'Ufficio Caccia e Pesca semine di trote iridee nel tratto in questione ed in quelli a monte.

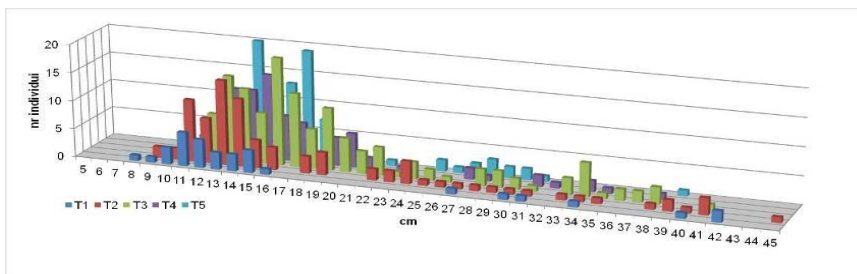



Figura 3 – Istogramma relativo al numero di individui del complesso di specie trota fario – trota marmorata catturati nelle 5 stazioni di campionamento.

3.5 Rilievo del successo riproduttivo e dei nidi di frega

L'individuazione dei nidi di frega nel tratto terminale del Talvera si è rilevata difficoltosa, per via della rarità di tipiche strutture morfologiche (passaggi dal *pool* al *riffle*) nelle quali si concentra normalmente l'attività riproduttiva e della colorazione scura dei sedimenti. Difatti su morfologie tipo *plane bed* o artificiali come quelle riscontrabili nel Talvera, le trote depongono anche in piccoli accumuli di ghiaia di difficile identificazione. In questo caso la mappatura dei nidi di frega ha quindi un valore solamente indicativo sull'effettiva presenza di attività riproduttive nei vari tratti. Il maggior numero di freghe è stato osservato nel tratto T5 dove la morfologia *plane bed* e la diffusa presenza di materiale ghiaioso fanno presumere che l'effettivo numero dei nidi potesse essere significativamente maggiore. I tratti T4 e T3 presentavano sedimenti completamente ricoperti da una coltre di materiale sabbioso. In questi tratti non è stato possibile individuare alcun nido di frega. Nel tratto T2, nel quale le briglie sono state trasformate in rampe sciolte, si riconosceva solamente un'area di frega (due o più freghe sovrapposte) nel tratto apicale, mentre nel tratto T1 sono stati identificati in totale 4 nidi di frega, tutti localizzati in concomitanza di una briglia in aree nelle quali il materiale adatto si trattiene anche in condizioni di *hydropeaking*. Dai rilievi degli avannotti (Figura 4) si osserva come il tratto T5 presenti in assoluto la maggior densità di avannotti (450/100 m di sponda) dell'intero tratto studiato.

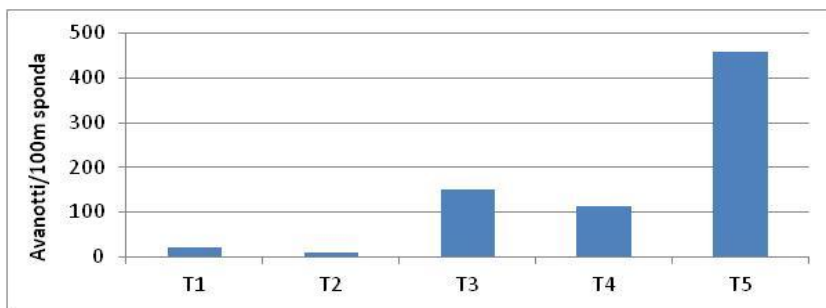



Figura 4 – Numero di avannotti di trota su 100 m di sponda nelle 5 stazioni di campionamento.

La densità di popolamento diminuisce di circa 2/3 in T4 e T3 mentre nei tratti soggetti ad *hydropeaking* (T1 e T2) la presenza di avannotti è molto limitata

(vedi grafico in Figura 4) probabilmente a causa degli effetti fortemente limitanti (trascinamento a valle e spiaggiamento) prodotti dalla specifica alterazione idrologica. La causa della minore densità in T3 e T4, invece, è verosimilmente da attribuire alla morfologia fortemente artificiale dei due tratti. Considerando la mancata individuazione di nidi di frega e il forte intasamento dei substrati da parte di sedimenti fini in entrambi i tratti, l'effettiva origine "locale" degli avannotti catturati appare perlomeno insicura, mentre è da ritenere più probabile che la maggior parte di essi provengano da tratti a monte.

4. Conclusioni

Il ruolo del Talvera quale annesso funzionale dell'habitat ittico del basso Isarco e dell'Adige è attualmente da ritenersi minimo per via delle numerose interruzioni del continuum fluviale. Sono difatti assenti specie tipiche quali il temolo, il barbo ed il cavedano, mentre la trota marmorata è relativamente poco diffusa rispetto al recettore. La transitabilità del Talvera cittadino (tratti T1 e T2), soggetto a *hydropeaking*, può essere ripristinata con un impegno proporzionalmente modesto per tutta la fauna ittica del recettore. Inoltre è possibile, con un'adeguata strutturazione morfologica, migliorare l'ambiente ittico del tratto T1 che mostra uno stato della comunità ittica pesantemente alterato. La riqualificazione morfologica del tratto T2 ha indubbiamente comportato un miglioramento del ambiente ittico e di conseguenza della densità di popolamento, della biomassa e della struttura di popolazione delle specie salmonicole, mentre non si rilevano effetti positivi sulla funzionalità dell'habitat riproduttivo. Quest'ultima, analogamente al caso di T1, appare invece fortemente compromessa per via della rarità/assenza di sedimento ghiaioso. Un metodo ampiamente utilizzato per alleviare situazioni comparabili consiste nella periodica collocazione meccanica in alveo di materiale ghiaioso (ad es. Pulg U., 2007; Holzer et al. 2010, Hauer et al. 2011). Gli effetti dell'*hydropeaking* sulle uova sono poco studiati, ma si assume che la vitalità delle uova ne risenta relativamente poco se i nidi di frega restano costantemente immersi. La fase più critica in tal senso è difatti attribuibile al

periodo dell'emergenza dal sedimento e quello successivo di scarsa mobilità delle larve, quando l'alterazione idrologica e la mancanza di habitat a bassa energia portano allo spiaggiamento ed al trascinamento a valle degli avannotti (ad es. Baumann et al.2012, Nagrodski et al 2012). È probabile che un apporto mirato di ghiaia combinato con un'adeguata strutturazione dell'alveo atta a mantenere il materiale *in situ* possa incrementare le aree di frega. Inoltre la riqualificazione dovrebbe mirare a diminuire gli effetti dell'*hydropeaking* sugli avannotti, cercando di creare aree a bassa energia sommerse, sia pure con tiranti differenziati, anche durante la fase di stasi dell'impianto idroelettrico (Baumann et al. 2012; Charmasson & Zinke 2011). Gli effetti negativi per le altre specie - temolo e barbo - che potenzialmente si potrebbero riprodurre nel tratto per via della minore escursione dell'*hydropeaking* durante la loro stagione riproduttiva (primavera, estate) sono da ritenersi inferiori. In ogni modo, il *drift* di avannotti verso i recettori Isarco e Adige rappresenta una dinamica naturale. Anche il solo incremento numerico delle aree di frega della trota marmorata, del temolo e del barbo potrebbe in tal senso avere risvolti positivi per l'ittiofauna dell'intero sistema fluviale di fondovalle. Al ripristino del continuum del Talvera anche nei tratti più a monte (da T3 a T5) è invece da attribuire una priorità inferiore, poiché la fruizione di questo ambiente da parte dei pesci provenienti dall'Isarco appare condizionata dalla funzionalità della scala di risalta di una costruenda centrale idroelettrica che sfrutta il salto della briglia Tennen (limite tra i tratti T2 e T3) e dai potenziali effetti negativi dell'opera sugli avannotti trascinati a valle. Un'eventuale riqualificazione di questi tratti dovrebbe mirare principalmente al restauro di dinamiche naturaliformi di trasporto del materiale ghiaioso che produrrebbe, collegato ad interventi di rivitalizzazione morfologica, un sostanziale miglioramento della funzionalità dell'habitat ittico.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano per la cooperazione: l'Ufficio Caccia e Pesca ed il Laboratorio Biologico della Provincia Autonoma di Bolzano, l'Associazione Pescatori di Bolzano e la sezione di Bolzano della F.I.P.S.A.S.

Bibliografia

Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U. (2012). *Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern.* Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 126 S.

Buffagni, A., S. Erba & R. Pagnotta (2008). *Definizione dello Stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/EC (WFD): Il sistema di classificazione MacrOper per il monitoraggio operativo*. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, Numero Speciale 2008: 25-41.

Charmasson J, Zinke P. (2011). *Mitigation Measures Against Hydropeaking Effects- A literature review.* SINTEF Energy Research Energy Systems

Hauer C. Unfer, G., Habersack, H. (2011). *Sediment continuum, surplus and deficit - Scopes and limits for spawning habitat restoration measures*. In: European Geosciences Union, Geophysical Research Abstracts; ISBN: EGU-2011-8571-1

Holzer G., Unfer G., Hinterhofer M (2010). *Projekt Möll Endbericht: Fischereiliche Bewirtschaftung der Äsche mit Brutboxen und »artificial nests« (2005–2009) und dieAuswirkungen der Spülung Rottau auf den Fischbestand in der Restwasserstrecke 2009.* Land Kärnten Verbund -Hydropower AG Fischereirevierverband Spittal/Drau, 44

Nagrodski A., Graham D. Raby, Caleb T. Hasler, Mark K. Taylor, Steven J. Cook (2012). *Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation.* Journal of Environmental Management 103:133

Pulg U. (2007). *Die Restaurierung von Kieslaichplätzen.* – Landesfischereiverband Bayern, München.

Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussettini M. (2011). *Manuale tecnico operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua -* Versione 1, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma 232 pp

Indagine multidisciplinare per monitorare un'area di laminazione delle piene sul fiume Montone a San Tomè – Forlì

Fausto Pardolesi – Regione Emilia Romagna

Sommario

Il lavoro svolto è un contributo alla valorizzazione e divulgazione di idee e progetti in ambito fluviale, che la Regione Emilia-Romagna sta sviluppando tramite collaborazioni e sinergie con altri Enti e portatori di interesse. L'occasione si è sviluppata partendo dai primi interventi di "riqualificazione fluviale" messi in atto dal Servizio Tecnico di Bacino Romagna (ex - Genio Civile) nell'ambito di lavori di messa in sicurezza del territorio forlivese sul fiume Montone, proseguiti con indagini e monitoraggi dell'evoluzione dell'ambiente fluviale (progetto MAISON).

Figura 1 – Individuazione (in rosso) dell'area di San Tomè (Fiume Montone) da Carta Tecnica Regionale.

1. Introduzione

La collaborazione fra Autorità di Bacino Fiumi Romagnoli (AdBFR) e Servizio Tecnico Bacino Romagna (STBR), ha portato a definire il quadro delle criticità idrauliche dei corsi d'acqua principali (fra cui il Montone) orientando la progettazione verso la ricerca di spazi di laminazione a monte in alternativa al continuo innalzamento arginale e alla eliminazione della vegetazione in alveo. Dopo la realizzazione dell'intervento in località San Tomè (Forlì) sul Fiume Montone, è parso interessante seguire l'evolvere delle dinamiche dell'habitat fluviale ricostituito (si veda la Figura 1 per un inquadramento dell'area in oggetto). Si sono così interpellate diverse realtà del territorio (istituzionali e non) interessate a questi argomenti; assieme si è deciso di "monitorare" la grande golena secondo alcuni aspetti collegabili fra loro dal fattore "natura". Nasce, così, questa raccolta di informazioni che può essere un primo strumento di discussione sugli effetti indotti da un'attività (antropica ed impattante) come gli scavi su un corso d'acqua ed osservare quali siano i potenziali di evoluzione naturale che lo spazio ampio, restituito al fiume, può offrire. L'acronimo M.A.I.S.O.N. (Monitoraggio Ambientale Interdisciplinare Studi Osservazioni Naturalistiche) con cui si è cercato di riassumere l'attività di studio, è pensato in omaggio ai giovani tirocinanti francesi che ci hanno positivamente coadiuvato e stimolato.

2. La pianificazione di bacino, la laminazione delle piene e la riqualificazione fluviale in Romagna

L'AdBFR ha prodotto, per il territorio dei bacini dei fiumi principali, strumenti di pianificazione che considerano sia il rischio idraulico sia quello dovuto all'instabilità dei versanti. Tali studi hanno portato ad una articolazione puntuale dei livelli di rischio fornendo criteri ed indirizzi utili alla adozione di misure preventive, strutturali e non strutturali, in grado di mitigare gli effetti negativi sul territorio. In essi vi sono analisi idrauliche sui corsi d'acqua e relative condizioni di criticità esistenti. Si è potuto, così, constatare che i corsi d'acqua romagnoli mostrano, tuttora, estese

insufficienze per portate duecentennali, ed anche (tratti più limitati) per quelle trentennali (specie in riferimento a manufatti inofficiosi, quali la chiusa storica di San Marco in Comune di Ravenna). Le criticità sono significative in particolare per il fiume Montone, che in corrispondenza della Via Emilia, ha una portata di progetto TR 30 di 700 mc/sec ed una TR 200 di 1.030 mc/sec (il tratto compreso fra San Pancrazio e la Chiusa di San Marco, in Comune di Ravenna, ha una officiosità massima di 600-650 mc/sec). Inoltre l'AdBFR ha commissionato uno studio con particolare riferimento ai fiumi Ronco, Savio e Montone (*Brath*, 2006) in cui si rimarca l'importanza delle aree fluviali a cavallo dell'abitato di Forlì al fine della laminazione delle piene. Nel periodo 1990-2012 Il STBR (si veda *Sormani, 2008*) ha programmato e realizzato alcuni interventi di riqualificazione fluviale volti alla diminuzione del rischio idraulico: aree per l'espansione naturale delle piene, casse d'espansione e allargamenti di sezione mediante creazione di rami secondari. Si è riscontrato ai fini della laminazione, tramite simulazioni idrauliche con modello HEC-RAS, l'importanza di realizzare diverse aree di espansione naturale in serie, piuttosto che concentrarsi in casse d'espansione in parallelo (secondo un'ottica di ottimizzazione costi-benefici). Alcuni progetti sono stati realizzati grazie a sinergie tra pubblico e privato, sfruttando il ripristino o il completamento di cave esistenti, utilizzando fondi regionali o comunali. Negli ultimi anni sono stati affiancati, agli interventi tradizionali, interventi di sistemazione fluviale volti al raggiungimento contemporaneo di benefici idraulici ed ambientali.

3. Le opere eseguite con l'intervento oggetto di studio

I lavori eseguiti nel periodo 2004-2007 sono denominati: *"Lavori di ampliamento della zona d'alveo mediante abbassamento e risezionamento della golena ed esproprio terreni in località capoluogo a valle della via Emilia" - Secondo Lotto*. L'area, delimitata da argini principali, ha un'ampiezza di circa 16 ha. La presenza di arginature in "froldo" (in parallelo e prossime all'alveo di magra) configurava la zona come una vera e propria golena privata esondabile da piene, di difficile scolo e con usi prettamente agricoli (frutteti). La quota della golena

era più alta del piano di campagna di circa un metro, per il depositarsi di limo in occasione delle piene succedutesi in 90 anni, trascorsi dalla realizzazione delle arginature. I lavori (realizzati a compensazione del valore del materiale) hanno portato allo scavo di oltre 600.000 mc di limi sabbiosi, nella golena di cui si è acquisita la proprietà, alla sistemazione di un tratto di 2.500 ml di alveo con allargamenti della sezione d'alveo, alla manutenzione a valle dell'intervento di oltre 1.400 ml di alveo con tagli selettivi della vegetazione arborea, alla realizzazione di difese in massi, alla rinaturalizzazione dell'area, alla predisposizione di piste di servizio sulle arginature in stabilizzato.

Figura 2 – Parte della golena di San Tomè, sul Fiume Montone, a fine lavori (2009, foto: Regione Emilia-Romagna).

4. Monitoraggio ambientale e valutazione degli impatti

La direttiva 2000/60/CE istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque e chiede che gli Stati effettuino una valutazione della vulnerabilità dello stato dei corpi idrici superficiali rispetto alle pressioni individuate. Si è pensato, così, una volta finita l'attività di cantiere, di sottoporre l'area su cui si è intervenuti ad un monitoraggio volto a cogliere

tutti gli aspetti ambientali del sito, con l'obiettivo di apprezzare il modificarsi dell'alveo fluviale dal punto di vista ambientale, idromorfologico ed ecologico. Per realizzare, in modo interdisciplinare, questa attività si sono raccolte le disponibilità di diversi partners, che sulla base delle specifiche competenze, hanno messo a disposizione le proprie esperienze: gli Enti o Associazioni coinvolti sono: Servizio Tecnico di Bacino Romagna, Romagna Acque Società delle Fonti, Centro Ricerche Marine di Cesenatico, Centro e Laboratorio di Educazione Ambientale "La Cocla" Forlì, Società per gli Studi Naturalistici della Romagna, WWF Forlì, Museo Ornitologico F. Foschi, Cooperativa STERNA. Essi hanno operato nel periodo 2010-2011. Si sono monitorate: caratteristiche idrauliche, compagine vegetale, compagne faunistica, con particolare attenzione alla componente ornitologica, qualità delle acque e dinamica dei sedimenti.

5. La dinamica dei sedimenti

Lo scavo dei sedimenti presenti, ha diminuito la quantità degli stessi che il fiume avrebbe potuto erodere e utilizzare per il ripascimento della costa. È però importante sottolineare come le aree golenali scavate risultavano da molti decenni estromesse dalla dinamica fluviale e dal trasporto di sedimenti (si veda anche studio *Geomed, 2007*) e si configuravano come dei terrazzi fluviali protetti contro le erosioni di sponda (per lo più stabilizzati da frutteti e coltivazioni intensive che non avrebbero mai permesso una riconnessione dei sedimenti al fiume). Nonostante che si siano privilegiare le esigenze idrauliche rispetto a quelle strettamente geomorfologiche, durante i lavori si è posta attenzione a rilasciare in alveo il materiale fine durante i fenomeni di piena ordinari (garantito il ripascimento delle coste durante i lavori). Dal rilievo topografico si evidenzia come grazie ai limi depositati da maggio 2008 a gennaio 2011, la quota della piana inondabile ha avuto un incremento compreso fra 10cm e 20cm; ciò a seguito di 34 eventi di piena (tutti di carattere ordinario) con un incremento di livello a ponte Braldo (dove è presente il teleidrometro di riferimento) superiore a 2 metri.

6. Copertura arborea, arbustiva ed indagine floristica

Lo studio ha individuato la distribuzione della vegetazione arbustiva per zone omogenee di copertura seguendo anche le indicazioni di *Ferrari e Dell'Aquila, 2001 e 2003*. Si veda la seguente figura.

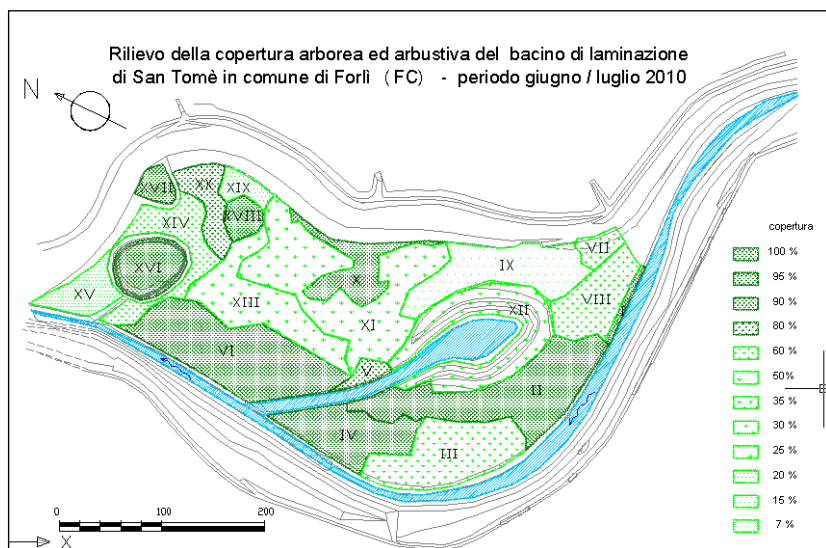



Figura 3 – Settorializzazione dell'indagine vegetazionale.

Tutta l'area denota un'evoluzione dinamica notevole dovuta sia alle variazioni annue di livello dei tiranti idrici e di strati di materiale, sia da parte della vegetazione già diffusa su terreni nudi e minerali (dopo due anni dai lavori). Presso le rive del fiume si è insediata una vegetazione riparia alta fino a quattro metri, composta in prevalenza da pioppo bianco, salice e, in misura minore, pioppo nero (ibridato con essenze americane). Dove il terreno risulta più compatto ed asfittico compare l'*Amorpha fruticosa* (pianta esotica) ed il salice con la differenza che quest'ultimo prevale dove il suolo rimane umido più a lungo. In queste aree le poche piante annue pioniere come la nappa o il romice, ora abbastanza diffuse, tenderanno a cedere il passo al saliceto che si

sta sviluppando. In presenza di ristagni d'acqua, massicce sono le canne di palude e talora di lisca (*Typha sspp*) che però mal sopportano un continuo apporto di fango dopo ogni piena. Infine nelle aree a ridosso dell'argine (suolo più evoluto e drenato) si è insediata una vegetazione di prateria diversificata dove ricompaiono, a piccoli nuclei o a macchia, degli arbusteti costituiti sempre da pioppo bianco, da pioppo nero, da qualche salice, oltre all'amorfa e anche a qualche rovo. In queste aree probabilmente si può ipotizzare che in futuro il bosco ripariale crescerà mescolato a vegetazione arbustiva ed arborea tipica del bosco planiziale.
Il quadro floristico dell'area in questione, ovvero l'insieme delle specie botaniche riconosciute direttamente in campo e di quelle raccolte e successivamente determinate in studio, è stato ricavato dall'analisi dei dati degli elenchi floristici raccolti nel corso dei diversi rilievi effettuati in campo. Nello studio viene presentato l'elenco floristico completo delle specie arboree, arbustive ed erbacee presenti. Le specie sono elencate in ordine alfabetico per ciascuna categoria, ovvero in base all'habitus di crescita, distinguendo così le specie arboree da quelle arbustive e da quelle erbacee. Le entità floristiche classificate sono 146, distribuite in 44 diverse famiglie.

7. Osservazioni su avifauna, fauna ittica, anfibi, rettili e mammiferi, coleotteri e lepidotteri

La variabilità dei livelli idrici dovuti alle piene si riflette anche sul popolamento animale (si veda anche *Mazzotti, Caramori e Barbieri,1999*); molte specie, infatti, possono soddisfare solo una parte delle esigenze ecologiche specifiche, con minori capacità di colonizzazione del sito. Presenze ittiche sono state rilevate con varietà di specie quali Triotto, Cavedano, Lasca, Carpa, Pseudorasbora, in sintonia con la recente carta ittica regionale (*Castaldelli e Rossi, 2008*). Dei Mammiferi sono stati rilevati i segnali di presenza indiretta (impronte, feci, ecc) ed osservazioni dirette. Per il popolamento entomologico in totale sono 71 le specie di Coleotteri rinvenute (45 appartenenti alla Famiglia dei Carabidi e 26 alle rimanenti Famiglie dell'Ordine) e 36 le specie appartenenti all'Ordine dei Lepidotteri. L'avifauna dell'area indagata è stata

censita con rilevamenti a cadenza decadale (nell'anno 2010) con l'intento di definire consistenza e fenologia. Sono stati eseguiti censimenti semiquantitativi percorrendo un transetto di 1,4 km (metodologia del "line transect" da *Blondel* 1969 ed applicata da *Gellini e Ceccarelli 2007*), corrispondente all'argine destro del fiume, nel corso del quale sono stati annotati tutti gli uccelli visti o sentiti all'interno dell'area. Per ricavare informazioni e definire un quadro completo e recente dell'avifauna, sono stati recuperati i dati pregressi, del biennio 2008-2009, per i periodi della nidificazione e delle soste invernali (oltre 70 le specie censite) e le specie presenti nei territori contigui, all'esterno degli argini.

8. Analisi chimico-fisiche delle acque fluviali

L'indagine chimica e chimico-fisica è stata effettuata sui campioni prelevati nel periodo che va da gennaio a novembre 2010. La campagna è stata effettuata seguendo le procedure previste dal sistema di qualità interno, garantendone la rappresentatività. Le successive analisi sono state eseguite presso il laboratorio annesso all'impianto di potabilizzazione di Capaccio (Santa Sofia). Dalla disamina complessiva dei risultati possiamo affermare che la risorsa presenta caratteristiche salienti tali da collocarla nella fascia medio-alta come grado di mineralizzazione e presenta una variabilità tipica stagionale di un corso d'acqua naturale. Non è stata riscontrata, nell'intero periodo, presenza significativa o preoccupante di sostanze potenzialmente pericolose anche in funzione degli scopi cui la risorsa stessa è preposta. In due periodi diversi ma significativi (inizio primavera e fine estate) sono state trovate sostanze organiche inquinanti normalmente non presenti in natura ma riferibili ad attività antropiche, agricole o industriali, ma comunque per quantitativi non significativi.

9. Analisi biologiche, LIM, IBE e SECA

Lo studio ha portato alla determinazione del fitoplancton tramite una analisi

che viene effettuata secondo il metodo di *Utermöhl* (1958), utilizzando un microscopio ottico rovesciato (si veda anche *Salmoiraghi, 2003*). L'analisi quali-quantitativa del fitoplancton ha messo in evidenza la presenza di specie appartenenti al gruppo delle Diatomee, Dinoficee, Crisoficee, Cloroficee, Euglenoficee e Cianoficee. In particolare Cloroficee ed Euglenoficee sono risultate le più abbondanti. Nessuna specie potenzialmente tossica è mai stata rilevata. Anche se l'analisi quantitativa è risultata a volte difficoltosa e quindi imprecisa, data l'alta torbidità dei campioni, le concentrazioni registrate sono in linea con quelle dei normali corsi d'acqua.

Ulteriore indagini sono state eseguite per quanto riguarda la qualità dell'acqua sul fiume Montone a valle dei lavori del bacino di laminazione. Lo studio chimico-fisico è stato eseguito con il LIM (livello di inquinamento dei macrodescrittori), quello biologico con l'IBE (Indice Biotico Esteso), mentre lo stato ecologico con il SECA: il Fiume Montone al ponte Braldo è di classe III. Comparando i dati degli anni precedenti i lavori di San Tomè, con quelli del 2011, sono risultati pressoché simili. Da questo confronto, si deduce che per ora, i lavori del bacino di laminazione, non hanno influito sulla qualità dell'acqua.

10. Conclusioni

Alcune positive considerazioni possono emergere da tale approccio eseguito: contenimento del costo dei lavori e assenza costi per il monitoraggio; adozione del metodo della riqualificazione fluviale quale strumento principale messo in campo per raggiungere l'obiettivo di manutenzione e di riduzione del rischio idraulico; riscontro di una forte ripresa di naturalità sotto i diversi aspetti indagati. Si sottolinea la filosofia del sistema adottato: tale tratto di Fiume Montone è stato, infatti, studiato come insieme interattivo di rete, nella consapevolezza che gli ambiti fluviali costituiscono un unicum longitudinale e trasversale, in cui ogni azione, portata anche a distanza, si riverbera sulle altre e determina una reazione la cui risultante è l'assetto generale del corso d'acqua e del territorio al contorno. Tale metodologia sarà da proseguire a livello di monitoraggio continuo e da estendere sui tratti del corso d'acqua

limitrofi in cui sono previsti interventi similari a quello studiato.

Bibliografia

Brath A. (2006) *Valutazione delle possibilità di laminazione delle piene nei corsi d'acqua principali della Romagna*, Studio AdB Romagnoli.

Castaldelli G., Rossi R. (2008) *Carta Ittica dell'Emilia-Romagna Zone B e A*. Greentime SpA, Bologna, 324pp.

Ceccarelli P.P. e Gellini S. (2007). *Atlante degli uccelli nidificanti nella provincia di Forlì-Cesena (2004-07)*. Relazione inedita.

Ferrari C. Dell'Aquila L. (2001 e 2003). *"Stato della qualità delle vegetazione perifliviale" (Carta della vegetazione perifliviale dei bacini idrografici della Romagna in scala 1:25.000)*, Studio AdB Romagnoli.

Geomed di Ravenna (2007). *Approfondimento delle conoscenze sull'evoluzione geomorfologica dei principali corsi d'acqua naturali dei bacini regionali romagnoli*. Studio AdB Romagnoli.

Mazzotti S., Caramori G. e Barbieri C. (1999). *Atlante degli Anfibi e dei Rettili dell'Emilia-Romagna*. Quad. Staz. Ecol. Civ. Mus. St. nat. Ferrara, 12: 121pp.

Salmoiraghi G. (2003). Dipartimento di Biologia Evoluzionistica dell'Università di Bologna – *Indagine sulla qualità biologica delle acque attraverso lo studio delle comunità di macroinvertebrati dei fiumi Uniti.* Studio AdB Romagnoli.

Sormani D. (2008). *La laminazione delle piene nei fiumi romagnoli* - Giornata di studio su "Sicurezza idraulica e rinaturalizzazione dell'ambito fluviale: il caso del Fiume Montone", Forlì 28 maggio 2008.

SESSIONE 3

Aspetti metodologici e normativi

Individuazione e valutazione delle interazioni tra i corpi idrici e i siti Natura 2000 nel Distretto Idrografico Padano

Christian Farioli – Autorità di bacino del Fiume Po
Fernanda Moroni – Autorità di bacino del Fiume Po

Sommario

La direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) stabilisce che per i siti della Rete Natura 2000 che interagiscono con corpi idrici, definiti ai sensi della direttiva citata, si devono raggiungere, entro il 22 dicembre 2015, anche gli obiettivi specifici di conservazione fissati dalle direttive Habitat e Uccelli (rispettivamente 92/43/CEE e 2009/147/CE), qualora dipendano direttamente dall'ambiente acquatico, oltre all'obiettivo di buono stato delle acque per i corpi idrici medesimi. La direttiva impegna gli Stati membri al raggiungimento di questi obiettivi e anche ad elaborare e istituire un registro delle aree protette con i siti di Rete Natura 2000, selezionando quelli nei quali mantenere o migliorare lo stato delle acque è importante per la protezione degli habitat o delle specie secondo gli obiettivi delle direttive Habitat e Uccelli. Risulta, pertanto, evidente la ricaduta positiva che può esserci in termini di riqualificazione fluviale, tenuto conto che il buono stato delle acque si riferisce allo stato ecologico, oltre che allo stato chimico, e che gli obiettivi di conservazione si riferiscono in particolare a specie e habitat protagonisti della riqualificazione fluviale. Questo lavoro si propone di illustrare una metodologia, elaborata e applicata dalla Segreteria Tecnica dell'Autorità di bacino del fiume Po, in collaborazione con l'Università di Parma e con l'ENEA di Saluggia[1], e con il contributo delle Regioni del distretto idrografico, finalizzata a rispondere, in termini di pianificazione, alle richieste sopra esposte. Verranno, inoltre, presentati i risultati preliminari, fino ad ora ottenuti, con la sua applicazione.

1 Il gruppo di lavoro comprende in particolare: Christian Farioli e Fernanda Moroni della Segreteria Tecnica dell'Autorità di bacino del fiume Po; Rossano Bolpagni, Roberta Azzoni e Francesco Nonnis Marzano dell'Università di Parma; Maria Rita Minciardi e Gian Luigi Rossi di ENEA (Saluggia).

1. Introduzione

La direttiva Acque (2000/60/CE) impegna gli Stati membri ad elaborare e istituire un *registro delle aree protette* che comprenda tutte le aree di ciascun distretto idrografico alle quali è stata attribuita una protezione speciale in base alla specifica normativa comunitaria.

Tra le aree protette, ai sensi dell'articolo 6 della direttiva Acque, sono comprese anche le aree designate per la protezione degli habitat e delle specie, nelle quali mantenere o migliorare lo stato delle acque è importante per la loro protezione, compresi i siti pertinenti della Rete Natura 2000. La direttiva stabilisce, inoltre, che in tutti i siti Natura 2000, compresi tra le aree protette ai sensi dell'articolo 6, si debbano raggiungere, entro il 22 dicembre 2015, anche gli obiettivi specifici di conservazione fissati dalle direttive Habitat e Uccelli (rispettivamente 92/43/CEE e 2009/147/CE - direttive Natura), qualora dipendano direttamente dall'ambiente acquatico, oltre all'obiettivo di buono stato delle acque per i corpi idrici medesimi.

Il raggiungimento di questi obiettivi può, pertanto, rappresentare uno dei fondamenti delle strategie d'intervento per la riqualificazione fluviale, tenuto conto che il buono stato delle acque si riferisce allo stato ecologico (che è il principale obiettivo della riqualificazione fluviale) e allo stato chimico e che gli obiettivi di conservazione si riferiscono in particolare a specie ed habitat protagonisti della stessa riqualificazione fluviale.

Nel Distretto Idrografico Padano sono presenti 504 Siti di Importanza Comunitaria (SIC) e 190 Zone di Protezione Speciale (ZPS), per un totale di 595 siti, che occupano circa il 17% della sua superficie.

Nel Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po (PdG Po), adottato nel febbraio 2010, sono stati definiti, per il reticolo idrografico superficiale, i seguenti corpi idrici (c.i.): 1893 c.i. "fiumi", 110 c.i. "laghi" e 5 c.i. "acque di transizione", per un totale di 2008 c.i (Autorità di bacino del fiume Po, 2010). Il "corpo idrico" è una sub-unità del distretto idrografico, omogenea internamente, a cui sono stati applicati, in adempimento alla direttiva Acque, gli obiettivi ambientali al 2015, al 2021 e al 2027, seguendo un approccio integrato dal punto di vista delle esigenze di natura ambientale, economico-finanziaria e sociale.

Ai fini della pianificazione distrettuale, essendo presenti diverse interazioni tra i siti di Rete Natura 2000 (RN2000) e i corpi idrici del distretto, diventa importante saper valutare le caratteristiche specifiche delle stesse, allo scopo di declinare le strategie di intervento ed attuare le azioni ritenute prioritarie per conseguire in modo integrato gli obiettivi della direttiva Acque e delle direttive Natura.

Con riferimento a quest'ultimo aspetto, come evidenziato anche nel PdG Po, possono, talvolta, esistere delle difficoltà operative qualora si cerchi di soddisfare contemporaneamente le esigenze di conservazione della natura con quelle di garantire un uso sostenibile delle risorse idriche in adempimento alla direttiva Acque. È possibile che interventi ritenuti necessari per il raggiungimento dell'obiettivo buono dei corpi idrici, ad esempio attraverso il recupero idro-morfologico degli stessi, possano alterare le condizioni attuali su cui si basano gli obiettivi specifici dei siti RN2000 presenti. La problematica evidenziata è già oggetto di approfondimenti a livello europeo. La discussione in corso è finalizzata alla ricerca di risposte adeguate e comuni per tutti gli Stati membri, utili ad eliminare ostacoli concettuali e operativi che possono ad oggi impedire l'attuazione integrata e il successo di tutte le direttive citate (European Commission, 2011).

Per rispondere alle necessità fin qui evidenziate, la Segreteria Tecnica AdB Po, in collaborazione con l'Università di Parma e con l'ENEA di Saluggia e con il contributo delle Regioni del distretto idrografico, ha elaborato la metodologia di seguito descritta. Tale metodologia, attraverso un approccio di tipo funzionale, consente di individuare e valutare le situazioni di interazione tra i SIC/ZPS e i corpi idrici e, quindi, di ottenere informazioni utili per valutare quali azioni prioritarie intraprendere per integrare le esigenze di tutela di un sito RN2000 e degli habitat/specie dipendenti dallo stato delle acque in esso presenti, con quelle di rinaturazione e riqualificazione ambientale di un corpo idrico per raggiungere l'obiettivo di buono stato delle acque al 2015.

2. Descrizione della metodologia per l'individuazione e la valutazione delle interazioni tra i corpi idrici e i siti Natura 2000

La metodologia sviluppata per il distretto idrografico del fiume Po è essenzialmente articolata in 2 fasi:

Fase 1): selezione dei siti RN2000 territorialmente interagenti con i corpi idrici del PdG Po;

Fase 2): valutazione del livello di condizionamento dei siti RN2000 per effetto dello stato delle acque, applicata ai siti selezionati in fase 1.

2.1 Fase 1: selezione dei siti Rete Natura 2000 interagenti con i corpi idrici

Per individuare delle priorità di intervento e per fare una selezione di siti RN2000 per la fase 2, si è assunto di prevedere approfondimenti metodologici per i corpi idrici che soddisfano le seguenti condizioni:

- interagire territorialmente con uno o più siti RN2000;
- essere classificati altamente modificati o artificiali;
- essere classificati naturali, ma con obiettivo buono (chimico o ecologico) oltre il 2015.

Per quanto riguarda i **c.i. fiumi**, su un totale di 1893 presenti nel Distretto Padano, 3 sono "non classificati" per natura, 66 sono definiti "altamente modificati", 303 sono definiti "artificiali" e 1521 sono definiti "naturali" (l'80%). I c.i. fiumi naturali con obiettivo buono (chimico o ecologico) oltre il 2015 sono complessivamente 490, cui se ne aggiungono 3 naturali non classificati in relazione agli obiettivi. Pertanto, quelli che sono stati presi in considerazione corrispondono ad un totale di **865 c.i. fiumi**, ossia il 47% circa del totale. Per i **c.i. laghi**, su un totale di 110 presenti nel Distretto Padano, 53 sono definiti "altamente modificati", 14 sono definiti "artificiali" e 43 sono definiti "naturali" (il 39%). I c.i. laghi naturali con obiettivo buono (chimico o ecologico) oltre il 2015 sono complessivamente 27, cui se ne aggiungono 2 naturali non classificati in relazione agli obiettivi. Per questa tipologia sono stati presi in considerazione un totale di **96 c.i. laghi**, ossia l'87% circa. Infine, per quanto riguarda i **c.i. acque di transizione**, su un totale di 5 presenti nel

Distretto Padano, tutti sono definiti "naturali" e con obiettivo chimico ed ecologico non dichiarato. Sono stati, pertanto, presi in considerazione tutti, per un totale di **5 c.i. acque di transizione** (il 100%).

Per i **siti RN2000** del Distretto Padano**,** partendo dai dati pubblicati sul sito web del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (2010), attraverso alcune elaborazioni in ambiente GIS, è stato creato un elenco completo, suddiviso per Regione e per tipologia (Tabella 1).

REGIONE	SIC	ZPS	Siti RN2000
Emilia-Romagna	80	54	94
Liguria	34	3	37
Lombardia	192	65	239
Piemonte	122	50	141
Toscana	10	1	11
Trento	30	7	33
Valle d'Aosta	28	5	30
Veneto	8	5	10
Totale Distretto Padano	504	190	595

Tabella 1 - Ripartizione dei siti RN2000 nel Distretto Padano per Regione e per tipologia, quadro aggiornato a dicembre 2010.

Questa attività ha consentito di aggiornare i dati contenuti del PdG Po che forniscono, invece, un quadro di sintesi delle informazioni disponibili al 2009, anno di elaborazione del Piano.

Attraverso un'analisi GIS, è stato, quindi, possibile individuare le interazioni territoriali tra i corpi idrici selezionati e i siti RN2000. Per ovviare a possibili imprecisioni grafiche nelle singole *features* e allo scopo di intercettare anche le intersezioni dubbie, si è scelto di imporre ai siti RN2000 un buffer esterno di circa 10 m. Sono stati così identificati **186 SIC** e **59 ZPS** interessati da interazioni con c.i. fiumi, acque di transizione o laghi. Poiché 12 SIC e 6 ZPS interagiscono con più di una tipologia di c.i., si hanno in effetti 174 SIC interessati da interazioni con i c.i. considerati su 504 SIC totali, ossia il 35%, e 53 ZPS su 91 (escluse quelle con codice C), ossia il 58%, distribuiti a livello regionale così come riportato nella Tabella 2.

Regione	N°. siti RN 2000
Emilia-Romagna	51
Liguria	7
Lombardia	82
Piemonte	73
Trento	9
Valle d'Aosta	2
Veneto	3
Totale Distretto Padano	227

Tabella 2 – Numero dei Siti RN2000 interagenti territorialmente con i corpi idrici, ripartiti per Regione.

Questi 227 siti RN2000 sono quelli su cui si è ritenuto prioritario concentrare gli approfondimenti per la successiva fase 2.
Per quanto riguarda i c. i., quelli interagenti con i 227 siti di RN2000 sono complessivamente 381 sui 966 considerati (39%), di cui **320 c.i. fiumi** su 865 (37%), **56 c.i. laghi** su 96 (58%) e **5 c.i. acque di transizione** su 5 (100%).

2.2 Fase 2: valutazione del livello di condizionamento dei siti RN2000 per effetto dello stato delle acque dei corpi idrici

Per ognuno dei 227 siti RN2000 selezionati in fase 1, si è proceduto, con la costruzione di *Tabelle di riferimento*, alla *Valutazione complessiva del sito,* in funzione delle sue *Caratteristiche specifiche* e attraverso l'assegnazione di un giudizio sul livello di acquaticità degli habitat e delle specie presenti e inserite nel formulario standard di cui alla Decisione della Commissione 97/266/CE. Di seguito si descrivono sinteticamente i principali elementi che sono stati utilizzati per questa fase.
Tabelle di riferimento per giudicare il livello di acquaticità degli habitat e delle specie. Ai fini della valutazione del sito sono state costruite delle *Tabelle di riferimento* che contengono elenchi di habitat e di specie (direttiva Habitat - allegati I e II e direttiva Uccelli - allegato I), selezionati in base alla loro presenza in territorio italiano e alla loro dipendenza dagli ambienti acquatici (livello di acquaticità). Gli elenchi sono stati ricostruiti utilizzando le informazioni contenute nel Rapporto ISPRA n.107/2010 (D'Antoni & Natalia, 2010) integrate con le conoscenze di settore a disposizione. Per valutare il

livello di acquaticità, sono stati applicati i criteri ecologici proposti dalla "*Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in WFD*" , secondo lo schema riportato nella Tabella 3 (European Commission, 2003).

Specie Natura 2000	Habitat Natura 2000
1.a – Specie acquatiche che vivono in acque superficiali (es. Austrapotamobius pallipes, molluschi di acqua dolce)	2.a – Habitat che sono costituiti da acque superficiali o sono completamente coincidenti con le acque superficiali (es. Callitricho-Batrachion)
1.b – Specie che dipendono dalle acque superficiali per almeno una fase del loro ciclo vitale (per riproduzione, incubazione, sviluppo giovanile, alimentazione)	2.b – Habitat che dipendono da inondazioni frequenti delle acque superficiali o dal livello delle acque sotterranee (es. boschi alluvionali di ontano, paludi salmastre)
1.c – Specie che dipendono da habitat non acquatici ma dipendenti dall'acqua (2.b e 2.c) (es. Vertigo moulisiana)	2.c – Habitat non acquatici che dipendono dall'influenza delle acque superficiali (es. dipendenti da spray o umidità - briofite)

Tabella 3 – Criteri ecologici utilizzati per selezionare specie e habitat in base al loro livello di acquaticità (Rapporto ISPRA 107/2010).

Ad ogni habitat e ad ogni specie è stato assegnato un giudizio (attraverso l'utilizzo dei valori numerici 0, 1, 2), che esprime il livello di acquaticità e che si ritiene possa anche esprimere un valore di riferimento per giudicare il potenziale condizionamento del *taxon* da parte dello stato delle acque del corpo idrico. Il giudizio espresso con il numero 2 indica la massima interazione (criteri 1.a e 1.b per le specie, criteri 2.a e 2.b per gli habitat), mentre il giudizio espresso con il numero 1 indica un'interazione importante, ma minore (criterio 1.c per le specie, criterio 2.c per gli habitat). L'interazione nulla o trascurabile è espressa con il numero 0. Per poter assegnare tali giudizi, per ogni gruppo tassonomico è stato fatto un ampio lavoro di approfondimento, partendo da documenti e contributi bibliografici già esistenti. Per quanto riguarda il numero di habitat, i dati relativi all'Europa sono stati desunti dal documento "*Interpretation manual of European Union habitats*" del 2007 (European Commission, 2007) e per l'Italia da quanto elaborato dalla *Società Botanica Italiana* (Blasi *et al.*,, 2010). Per il numero di uccelli, le informazioni utilizzate sono quelle dell'allegato I della dir. 2009/147/CE. Per l'altra fauna (mammiferi, anfibi e rettili, pesci, invertebrati) e per le piante è stato utilizzato il documento della Decisione della

Commissione 97/266/CE.
L'attività svolta ha consentito di ottenere il quadro di sintesi di cui alla Tabella 4.

	Europa	Italia	ISPRA	AdB e coll.	Tot.	g.2	g.1	Prioritarie
Habitat	231	132	49	3	52	46	6	12
Uccelli	193		57	0	57	52	5	
Altra fauna	199		63	1	64	46	18	8
Piante	435		23	5	28	21	7	9

Tabella 4 – Numero di habitat e specie di importanza comunitaria presenti in Italia e direttamente dipendenti dallo stato delle acque, definito a partire dai dati complessivi di livello europeo e nazionale. La tabella riporta il n°. di habitat o di specie di cui al rapporto ISPRA nr. 107/2010 (ISPRA); il n° delle integrazioni della Segreteria tecnica AdB Po e collaboratori (AdB e coll.), il n° delle specie in funzione dei giudizi sul livello di acquaticità (g. 2 e g.1). L'ultima colonna rappresenta invece il numero di habitat o specie prioritarie ai sensi della direttiva Habitat.

Caratteristiche del sito. Per ricostruire le *Caratteristiche specifiche dei siti RN2000* selezionati sono state utilizzate le informazioni presenti nel formulario standard (l.c.), distinte in 6 sezioni tematiche: *anagrafica del sito, habitat, specie, caratteristiche generali, qualità e importanza, vulnerabilità*.
Tali informazioni sono state integrate con la superficie degli habitat (calcolata appositamente ai fini della metodologia sviluppata) e, soprattutto, con la valutazione di ogni habitat e specie presenti, effettuata con i giudizi assegnati e riportati nelle *Tabelle di riferimento.*
Valutazione complessiva del sito. La *Valutazione complessiva del sito*, così come impostata, permette di esprimere, in termini numerici, la valutazione di condizionamento potenziale del sito RN2000 per effetto dello stato delle acque dei corpi idrici interagenti. Essa deriva dalle informazioni precedenti ed è espressa da un unico punteggio finale *(Indice di interazione e condizionamento RN2000/corpi idrici)*, che è composto dalla combinazione ponderata di altri 3 indici, e precisamente:
1) Indice di Acquaticità Complessiva del sito RN 2000 (IAC);
2) Indice di Rilevanza della Componente Acquatica (IRCA);
3) Indice dei *taxa* Prioritari (ITP).
Lo IAC del sito pesa per il 60% sull'indice totale del sito ed è composto dai seguenti 4 parametri, variamente ponderati:

- valore “massimo”: indica la presenza dell’elemento acquatico più significativo per ogni *taxa* e può assumere valore 0, 1 o 2;
- valore “media aritmetica”: ottenuto dividendo la somma dei valori di condizionamento per il numero di habitat e specie presenti nel sito, può assumere qualunque valore compreso tra 0 e 2 e indica la presenza relativa di habitat o specie condizionati dallo stato delle acque, rispetto ad habitat e specie complessivamente presenti nel sito;
- valore “media ponderata”: specifico ed esclusivo degli habitat, ha lo scopo di recuperare il peso degli habitat rispetto al peso delle specie e riporta la media, ponderata sulla superficie, del livello di condizionamento degli habitat complessivamente presenti nel sito. Può assumere qualunque valore compreso tra 0 e 2;
- valore “somma”: riporta la somma dei valori attribuiti ai singoli habitat e specie presenti nel sito e può assumere valore da 0 a un numero temporaneamente indefinito. È alto quando vi sono molte entità tassonomiche condizionate dallo stato delle acque, a prescindere dai rapporti relativi di superficie o di numero.

L’IRCA del sito pesa per il 30% sull’indice totale del sito ed è composto dai seguenti 2 parametri, variamente ponderati:

- valore “media ponderata”: specifico ed esclusivo degli habitat, ha lo scopo di recuperare il peso degli habitat acquatici presenti e viene ponderato, non più sulla superficie complessiva del sito, ma su classi di superfici assolute, ritenute espressive della significatività degli habitat dipendenti da ambienti acquatici. Le classi di superficie definite ad oggi sono 6: 0-0,01 ettari con valore 0; 0,01- 0,5 ettari con valore 20; 0.5-2 ettari con valore 40; 2-10 ettari con valore 60; 10-50 ha con valore 80; > 50 ettari con valore 100;
- valore “somma”: riporta, analogamente all’IAC, la somma dei valori attribuiti ai singoli habitat e specie presenti nel sito.

Indice di Acquaticità Complessiva (IAC)				
	Massimo	Media aritmetica	Media ponderata	Somma
Tipi di Habitat (3.1)	2	2,00	0,0244	8
Uccelli 3.2.a	2	1,60		48
Mammiferi 3.2.c	1	1,00		1
Anfibi-rettili 3.2.d	2	2,00		6
Pesci 3.2.e	2	2,00		10
Invertebrati 3.2.f	2	1,50		3
Piante 3.2.g	0			0
Totali	1,57	1,44	0,0244	76
Totali normalizzati	78,57	72,14	1,22	76
Pesi	0,2	0,3	0,2	0,3
Valore IAC del sito: 60,40				

Indice di Rilevanza della Componente Acquatica (IRCA)		
	Media ponderata	Somma
Tipi di Habitat (3.1)	377,47	8
Uccelli 3.2.a		48
Mammiferi 3.2.c		1
Anfibi-rettili 3.2.d		6
Pesci 3.2.e		10
Invertebrati 3.2.f	100	3
Piante 3.2.g		0
Totali	100	76
Totali normalizzati	100	76
Pesi	0,25	0,75
Valore IRCA del sito: 82,00		

Indice dei Taxa Prioritari (ITP)	
	Numero
Tipi di Habitat (3.1)	1
Uccelli 3.2.a	
Mammiferi 3.2.c	0
Anfibi-rettili 3.2.d	1
Pesci 3.2.e	0
Invertebrati 3.2.f	0
Piante 3.2.g	0
Totali	2
Totali normalizzati	6,90
Pesi	1
Valore ITP del sito: 6,90	
Valore dell'Indice di interazione e condizionamento RN2000/corpi idrici: 61,53	

Tabella 6 – Esempio dei risultati ottenuti attraverso la metodologia elaborata per esprimere una valutazione di condizionamento potenziale del sito RN2000 per effetto dello stato delle acque dei corpi idrici interagenti (applicato al sito IT2080501, Risaie della Lomellina).

L'ITP pesa per il 10% sull'indice totale del sito ed è composto dal seguente parametro:

- valore "numero": esprime il numero di specie o habitat acquatici prioritari presenti nel sito ed è espresso in percentuale rispetto al massimo teorico possibile, che corrisponde a 29 *taxa* (si veda Tabella 4). Si assume, infatti, che la presenza di un *taxon* prioritario condizionato dallo stato delle acque sia da considerare con una maggiore attenzione rispetto ad un *taxon* non prioritario.

Attraverso l'ausilio di Excel e di algoritmi di calcolo, impostati i pesi dei singoli parametri per ogni indice e il contributo di ogni singolo indice all'Indice totale, è possibile procedere poi al calcolo automatico dell'*Indice di interazione e condizionamento RN2000/corpi idrici.*
In Tabella 6 si vede un esempio applicato al sito IT2080501 (Risaie della Lomellina). Per maggiori approfondimenti sulla metodologia descritta si rimanda alla relazione metodologica in corso di pubblicazione sul sito dell'Autorità di bacino del fiume Po.

3. Primi risultati e conclusioni

Allo stato attuale, è stato possibile applicare la metodologia descritta solamente ad una parte dei 227 siti RN2000 selezionati e precisamente: 82 siti della Regione Lombardia e 2 siti della Regione Valle d'Aosta.
Nei prossimi mesi, la procedura di valutazione sarà estesa ai rimanenti siti RN2000 selezionati (143), per i quali si sta procedendo alla sistematizzazione dei dati disponibili. Solo successivamente, in base ai risultati ottenuti, si valuterà se sarà necessario prevedere eventuali aggiustamenti e la ricalibrazione degli indici e, quindi, un'eventuale revisione complessiva della metodologia illustrata.
Si ritiene, tuttavia, che gli esiti dell'applicazione della metodologia così come proposta siano già di particolare interesse sia perché forniscono informazioni supplementari che integrano il quadro conoscitivo contenuto nel PdG Po sia perché consentono di discriminare le diversità tra i siti della RN2000 rispetto

al loro diverso livello di interazione con i corpi idrici. I risultati ottenuti consentono, infatti, di affermare che sui corpi idrici che interagiscono con i siti RN2000 che mostrano i più alti valori di *Valutazione complessiva* occorre intervenire in via prioritaria per mantenere o raggiungere lo stato buono al 2015, attraverso azioni che si integrino con le misure specifiche di conservazione previste ai sensi delle direttive Natura.
Si ritiene, inoltre, che tali siti della Rete Natura 2000 debbano diventare il cardine su cui fondare nuove priorità di intervento o paradigmi ai quali tendere in una rinnovata ottica di consapevolezza in merito alle criticità da affrontare e ai limiti attuali e futuri da porsi nell'ambito della gestione delle risorse idriche con ricadute positive per la riqualificazione fluviale e perseguendo un approccio ecosistemico-funzionale più consono alle esigenze di pianificazione distrettuale.

Bibliografia

Autorità di bacino del Fiume Po (2010). *Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po*.www.adbpo.it

D'Antoni S &,Natalia M.C. (a cura di) (2010). Sinergie fra la Direttiva Quadro sulle Acque e le Direttive "Habitat" e "Uccelli" per la tutela degli ecosistemi acquatici con particolare riferimento alle Aree Protette, Siti Natura 2000 e Zone Ramsar. Aspetti relativi alla Pianificazione. *Rapporto ISPRA* 107/2010. 178 pp.

European Commission (2003). *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/CE).* G*uidance document n.12 - The role of wetlands in the Water Framework Directive*.61 pp.

European Commission (2007). *Interpretation Manual of European Union habitats EUR 27*. 142 pp.

European Commission (2011). *Links between the Water Framework Directive and Nature Directives.* Paper of DG Environment. 31pp.

Blasi C., Biondi E., Copiz R., Galdenzi D. e Pesaresi S. (a cura di) (2010). *Manuale italiano di interpretazione degli habitat (Direttiva 92/43/CEE)*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) e Società Botanica Italiana (SBI). 16 pp.

L’analisi dei servizi ecosistemici come strumento per la progettazione e la valutazione degli interventi di riqualificazione fluviale

Roberto Lia – ARPA Valle d’Aosta, Andrea Mammoliti Mochet – ARPA Valle d’Aosta, Maria Rita Minciardi – ENEA – UTTS

Sommario

La valutazione dei beni e dei servizi ecosistemici forniti dagli ambienti naturali è un approccio utilizzato per descrivere anche in termini di servizi e beni monetizzabili, il valore ambientale degli ecosistemi e dei comparti ambientali. Tale approccio, anche se ancora fortemente antropocentrico, potrebbe consentire di quantificare ed evidenziare la rilevanza di valori ambientali non facilmente quantificabili e, ancor meno, monetizzabili. Attraverso l’uso di modelli e procedure per la valutazione dei beni e dei servizi ecosistemici dei corsi d’acqua, è possibile valutare il valore dei beni e servizi ecosistemici e, da questi, giungere al valore delle funzioni correlate. Tale approccio può supportare la progettazione di interventi di riqualificazione fluviale, quantificandone i vantaggi economici e la sostenibilità complessiva e, quindi, può indirizzare la pianificazione territoriale nel senso della tutela della naturalità e biodiversità dei corsi d’acqua e dei territori fluviali.

1. Introduzione

Per la valutazione dei progetti di riqualificazione fluviale è importante poter utilizzare modalità di valutazione integrata costi-benefici che possano sistematizzare e gerarchizzare gli interessi dei diversi stakeholders e che consentano di valutare non solo i benefici antropici ma anche quelle funzionalità ecosistemiche non direttamente percepite dalla maggioranza degli stakeholders ma che, essendo fondamentali per la stessa esistenza dell’ecosistema, sono anche di elevatissimo interesse sociale; in tal senso è utile poter utilizzare strumenti di valutazione innovativi quali quelli finalizzati alla valutazione dei servizi ecosistemici (SE). In tal senso va

ricordato anche come sia la stessa direttiva Acque (2000/60/CE) che sia nelle premesse sia nell'articolato richiama come l'acqua sia un patrimonio e non un prodotto commerciale, e come sia necessario un approccio integrato alla tutela degli ecosistemi per la salvaguardia degli stessi e dei servizi, chiedendo anche esplicitamente una valutazione costi/benefici in caso di non raggiungimento degli obiettivi di qualità stabiliti.
L'uso dei SE per la valutazione del valore degli ambienti fluviali è oggetto di una ricerca in corso da parte di ARPA Valle d'Aosta ed ENEA; lo studio ha sinora condotto ad un esame integrato della letteratura scientifica ed alla configurazione di un quadro di riferimento.

2. Processi, funzioni e servizi ecosistemici

In campo economico, i concetti di servizio ecosistemico e bene ecosistemico iniziano a essere formulati alla fine degli anni '60, ma solo dopo oltre un decennio si delinea un approccio orientato alla valutazione del "valore" dei processi e delle funzioni (Costanza *et al*., 1997; Scott *et al*., 1998; Daily *et al*., 2000; De Groot *et al*., 2002). Attualmente, è prevalente un approccio orientato alla valutazione integrata dei processi ecosistemici, (Costanza *et al*., 2007) anche se comunque in chiave antropocentrica: i servizi ecosistemici sono valutati in funzione del loro utilizzo per il "benessere umano", sono "benefici multipli forniti dagli ecosistemi all'uomo" (MEA, 2005). Pur ritenendo criticabile tale approccio, si ritiene che l'uso dei SE sia un importante strumento per esprimere la dipendenza "antropica" rispetto al mantenimento dell'integrità degli ecosistemi (De Groot *et al*., 2010). La funzionalità degli ecosistemi è patrimonio della collettività vista la sua importanza per l'uomo e per le sue attività (Santolini *et al*., 2011).
Ad oggi, si è delineato un ambito disciplinare eco-economico, *trait d'union* tra lo studio degli aspetti ecologici degli ecosistemi e la valutazione socio economica dei benefici/usi antropici ad essi associati.
Come spesso accade tra discipline contigue ma, in pratica, non comunicanti, il significato di alcuni termini non sempre è coincidente.
I *processi ecosistemici* sono il risultato di interazioni complesse tra componenti

biotiche ed abiotiche degli ecosistemi che comportano trasferimento di energia e materiali e generano la possibilità, per l'ecosistema, di fornire servizi e beni di interesse antropico (Scott *et al.*, 1998; De Groot *et al.*, 2002).
Le *funzioni ecosistemiche* sono il risultato dei processi naturali dei sistemi ecologici a cui appartengono (MEA, 2005); rappresentano la capacità dei processi naturali e delle componenti ambientali di fornire servizi (e beni) che direttamente o indirettamente sono utili per il soddisfacimento delle necessità antropiche (De Groot *et al*., 2002; MEA, 2005; De Groot, 2006).
I *servizi ecosistemici* sono i benefici di interesse antropico forniti dagli ecosistemi e vengono prodotti dal funzionamento degli ecosistemi attraverso lo svolgimento di processi e funzioni ecosistemiche (Loomis *et al*., 2000; MEA, 2005, Butler *et al*., 2009).
I termini bene ecosistemico e servizio ecosistemico sono stati a lungo utilizzati in maniera alternativa: considerando i servizi come benefici immateriali. Ad oggi, è prevalente una visione per cui i *beni ecosistemici* coincidono con i servizi prodotti dalle funzioni produttive (MEA, 2005; De Groot, 2006; Morand & Dann, 2008).
Il Report MEA (2005) formalizza un'utile classificazione dei SE in:

- *provisioning services* quali cibo, acqua, legno;
- *regulating services* concernenti regolazione del clima, qualità dell'acqua, smaltimento e depurazione;
- *cultural services* quali benefici ricreativi, estetici, culturali;
- *supporting services* quali la formazione dei suoli, la fotosintesi, la ciclizzazione dei nutrienti.

È diffusa una classificazione, complementare alla precedente, che si fonda sulla definizione delle funzioni ecosistemiche (De Groot, 2006; De Groot *et al.*, 2010) e secondo cui le stesse sono suddivisibili in: *funzioni intrinseche* o funzioni interne che garantiscono e sono legate al funzionamento degli ecosistemi e *funzioni estrinseche* o funzioni collegate ai benefici che generano vantaggi diretti dal punto di vista antropico.
Integrando i 2 sistemi di classificazione si giunge ad un'utile sistematizzazione delle funzioni ecosistemiche.

Funzioni intrinseche

- *Funzioni regolative* preposte al mantenimento dei processi ecologici essenziali;
- *Funzioni di habitat o di supporto alla vita* che provvedono all'esistenza degli habitat per le piante e gli animali.

Funzioni estrinseche

- *Funzioni informative/culturali*, dalla fruizione alla ricerca della conoscenza;
- *Funzioni produttive* o di approvvigionamento.

Alle funzioni così definite possono essere associati i servizi derivati. Le funzioni intrinseche sono di necessario supporto anche alle funzioni estrinseche che sono quelle che producono servizi direttamente fruibili. Solo le funzioni intrinseche sono vere funzioni in senso ecologico, tutte le funzioni estrinseche sono "funzionalità derivate" e sono, quindi, molto simili a servizi ecosistemici veri e propri.

Le funzioni produttive generano quelle tipologie di SE definiti a lungo come beni. Talvolta la funzione stessa esprime di per sé un servizio, altre volte il servizio è rappresentato dalla parte di funzionalità che soddisfa un fabbisogno antropico: ad es. la fotosintesi è citata nel Report MEA (2005) come supporting service ma, evidentemente, è in primo luogo una funzione.

È possibile individuare un "gradiente di interesse antropico" correlabile con la facilità di identificazione di uso dal punto di vista antropico (nel senso di funzione o servizio direttamente fruibile) che va dalle funzioni intrinseche ai servizi.

3. I servizi ecosistemici e gli ambienti fluviali

Le valutazioni economiche relative al valore degli ecosistemi fluviali a scala mondiale conducono a valori elevatissimi, soprattutto in rapporto all'estensione percentuale nell'ambito dei territori su cui insistono. Uno studio condotto negli USA su 17 bacini dimostra come, a fronte di un'estensione pari allo 0,71%, agli ambienti fluviali è associato circa il 15% del valore economico totale dei territori indagati (Costanza *et. al*, 1997).

Gli ambienti fluviali sono, da sempre, territori in cui si concentrano usi/interessi antropici plurimi, spesso tra loro in competizione. In relazione al grande numero di SE forniti, gli ambienti fluviali sono tra gli ecosistemi che più hanno subito modificazioni in relazione all'utilizzo antropico (Daily *et al*., 2000; Emerton & Bos, 2004; MEA, 2005; Brauman *et al*., 2007): si stima che il 50% degli ambienti di acque interne sia andato perduto in seguito ad artificializzazione ed uso antropico del territorio e delle risorse e che il 60% della connettività degli idrosistemi dei grandi fiumi sia definitivamente compromessa (MEA, 2005). La complessità ecologica che caratterizza gli ambienti fluviali potrebbe far ritenere inadatta una loro valutazione in termini di SE ma, d'altro canto, tali ambienti sono tra quelli più studiati secondo modalità di descrizione e valutazione sintetica, grazie agli studi di biondicazione. In conclusione, gli ambienti fluviali sono di rilevante interesse per l'applicazione di un'analisi integrata dei costi/benefici ambientali ed antropici e per essi si ha disponibilità di un ottimo background conoscitivo delle relazioni tra comparti, processi e funzioni ecosistemiche; gli ambienti fluviali sono, quindi, ambiti in cui è utile valutare i SE ed effettuare la valutazione dei progetti di riqualificazione fluviale in chiave di ripristino dei SE (Loomis *et al*., 2000; Jansson *et al*., 2007; Butler et al., 2009). Il repertorio di funzioni e servizi citati in letteratura, in relazione agli ecosistemi fluviali, è decisamente semplicistico dal punto di vista ecologico mentre è fondamentale definire concretamente funzioni e servizi per poter utilizzare l'approccio dei SE alle scale di dettaglio idonee per la valutazione e pianificazione a scala di bacino o di intervento. È importante concentrare l'attenzione sul complesso delle relazioni che connettono i SE alle funzioni ecosistemiche per poter dare una valutazione integrata dei servizi ecosistemici forniti da un corso d'acqua, riuscendo a valorizzare e valutare economicamente anche i SE derivanti dalle funzioni intrinseche. Quindi, non solo considerare servizi quali l'acqua, la fauna ittica, la produzione di energia idroelettrica, ma anche servizi di regolazione quali la capacità auto depurativa, l'equilibrio idrogeologico, o di supporto quali la ciclizzazione dei nutrienti o la presenza di habitat idonei per le comunità.

Servizi ecosistemici	Funzioni	Tipologie di interventi di riqualificazione fluviale
Regolazione degli eventi di piena	regolazione idrogeologica, regolazione morfologica, fotosintesi/produzione primaria, costruzione di habitat adatti	Incrementare l'integrità idrologica e morfologica,ricostruzione di piane inondabili in cui si insedino formazioni vegetali adatte, eliminazione di difese inutili che possono aumentare la water force
Controllo dell'erosione	regolazione idrogeologica, regolazione morfologica, fotosintesi/produzione primaria, costruzione di habitat adatti	Ripristinare e/o favorire la vegetazione riparia lungo le sponde, ampliare le aree in cui il corso d'acqua può divagare, intervenire acquisendo aree ripariali.
Regolazione della disponibilità d'acqua	regolazione idrogeologica, regolazione morfologica, cicli biogeochimici, ciclizzazione dei nutrienti, fotosintesi/produzione primaria, costruzione di habitat adatti	Incrementare l'integrità idrologica e morfologica, attuare interventi finalizzati alla pianificazione di un uso sostenibile della risorsa idrica, ripristinare un idoneo mosaico ecosistemico con habitat idonei in termini di omeostasi idraulica, incrementare la connettività tra corso d'acqua e falda
Produzione e trasporto di sedimenti	regolazione idrologica, regolazione morfologica costruzione di habitat adatti	Ripristinare la connettività negli idrosistemi, favorire la disponibilità di sedimento nel corso d'acqua consentendo l'erosione naturale delle sponde in tratti idonei
Contributo alla regolazione del clima	regolazione idrogeologica, regolazione morfologica, cicli biogeochimici, fotosintesi/produzione primaria, costruzione di habitat adatti	Incrementare l'integrità idrologica e morfologica, ripristinare un idoneo mosaico ecosistemico con habitat ecologicamente adatti
Smaltimento dei nutrienti e depurazione	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Incrementare l'integrità idrologica e morfologica, ripristinare habitat ecologicamente adatti in cui possano essere attuati i processi di denitrificazione e di smaltimento dei nutrienti in genere
Conservazione della flora e della fauna	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Incrementare l'integrità idrologica e morfologica, ricreare aree inondabili con vegetazione igrofila, ripristinare la connettività longitudinale
Conservazione della biodiversità	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Incrementare l'integrità idrologica e morfologica, ricreare aree inondabili con vegetazione igrofila; ripristinare la connettività longitudinale, ripristinare gli ambienti partendo dalla ricostituzione degli habitat
Fruizione turistica	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità di ambiti acquatici e ripari, individuare percorsi ad ambiti di fruizione specifici
fruizione sportiva	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità di ambiti acquatici e ripari, individuare percorsi ad ambiti di fruizione specifici
Fruizione alieutica	regolazione idrologica, regolazione morfologica, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità di ambiti acquatici e ripari, aumentare la disponibilità di habitat acquatici, ripristinare la vegetazione arborea riparia, attuare interventi finalizzati alla pianificazione di un uso sostenibile della risorsa ittica, individuare percorsi ad ambiti di fruizione specifici
Fruizione ricreativo/culturale	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità di ambiti acquatici e ripari, individuare percorsi ad ambiti di utilizzo specifico, realizzare materiali e supporti di utilizzo specifico
Fruizione scientifico/formativa	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità di ambiti acquatici e ripari, individuare percorsi ad ambiti di utilizzo specifico, realizzare materiali e supporti di utilizzo specifico
Legname	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità idrologica e morfologica, ripristinare habitat acquatici e ripari, attuare interventi finalizzati alla pianificazione di un uso sostenibile della risorsa forestale
Disponibilità di cibo	regolazione idrologica, regolazione morfologica, formazione del suolo, ciclizzazione dei nutrienti, cicli biogeochimci, fotosintesi/produzione primaria, costituzione delle catene alimentari	Ripristinare l'integrità idrologica e morfologica, ripristinare habitat acquatici e ripari, attuare interventi finalizzati alla pianificazione di un uso sostenibile delle risorse alimentari

Figura 1 - Schema esemplificativo dei collegamenti tra SE, funzioni ecosistemiche e tipologie di interventi di riqualificazione.

A tale proposito si propone un primo schema (Figura 1) che ha lo scopo di riassumere, anche sulla base di quanto più frequentemente reperito in letteratura, le relazioni esistenti tra alcuni SE più frequentemente citati, le

funzioni ecosistemiche e le tipologie di interventi di riqualificazione idonee al ripristino, mantenimento o incremento dei SE correlati.
Lo schema evidenzia come le principali funzioni ecosistemiche intrinseche siano condizione necessaria per la corretta espressione della totalità dei servizi ecosistemici. Ciò dimostra come la possibilità di uso antropico degli ecosistemi si fondi sulla conservazione della loro integrità (Loomis *et al.*, 2000; Lepori *et al.*, 2005; MEA, 2005; Jansson *et al.*, 2007; Morand & Dann, 2008; Postel *et al.*, 2008; Posthumus *et al.*, 2010).
D'altro canto, gli interventi di riqualificazione devono avere finalità di riferimento "costanti" quali: incrementare l'integrità idrologica e morfologica, ripristinare gli habitat acquatici e ripari, attuare interventi finalizzati alla pianificazione di uso sostenibile delle risorse. È il livello della scala di dettaglio che determina la definizione puntuale delle tipologie di intervento da utilizzare in attuazione delle finalità di riferimento. La progettazione di interventi di riqualificazione si configura come la concretizzazione di obiettivi di livello generale in una realtà particolare, caratterizzata sia da peculiarità ambientali, sia da specifici usi delle risorse e del territorio. Di fatto, la progettazione di interventi di riqualificazione spesso consiste nell'individuazione di un punto di equilibrio tra "ciò che dovrebbe essere" e "ciò che può essere" (Costanza, 2000; Lepori *et al.*, 2005; Lees & Perez; 2008). Non si intende affermare che si debba dare assoluta priorità agli "interessi antropici" ma, invece, evidenziare un nuovo approccio che possa rendere visibili anche i SE legati alle funzioni intrinseche e, quindi, spostare vigorosamente la bilancia verso "ciò che dovrebbe essere".
Si pone, però, il problema della concreta valutazione economica dei SE.
La definizione di metodologie per la valutazione economica dei beni ambientali precorre nel tempo gli studi in materia di SE (Costanza *et al.*, 1997; Daily *et al.*, 2000; Dziegielewska *et al.*, 2009). A lungo tratto comune di tali metodologie, sia di valutazione indiretta sia di valutazione diretta, è stata la mera monetizzazione del bene di interesse antropico. Nell'ultimo decennio sono state definite anche metodologie che considerano, almeno in parte, come beni anche SE solitamente non percepiti come di diretto interesse antropico. In tal senso, sono emersi anche concetti quali il Total Economic Value (TEV) (De Groot *et al.*, 2002; Fisher & Turner, 2008). Si afferma la necessità di valutare

anche i valori di non-uso di una risorsa: cioè, quelli associati alle "valenze ambientali" della risorsa, non riferibili ad un suo uso diretto o indiretto attuale (Santolini *et al*., 2011).

4. Conclusioni e prospettive

Il valore dei processi ecosistemici risulta sempre difficilmente monetizzabile; si ha quantomeno una sottostima derivante dalla scarsa comprensione delle connessioni esistenti tra comparti e funzioni ecosistemiche: si è disposti a pagare o si valuta come rilevante solo "ciò che si conosce" ed una quota significativa delle funzioni e dei servizi ecosistemici non sono noti alla maggioranza degli stakeholders o agli stessi economisti ambientali. Le ricerche in materia di SE necessitano di un maggior livello di comprensione dei processi ecologici. Perché tali tematiche possano divenire di ausilio per un approccio etico ed efficace all'uso delle risorse ambientali è necessaria una loro presa in carico anche da parte degli ecologi; solo così potranno essere definite procedure realmente efficienti per valutare compiutamente la complessità delle interazioni ecosistemiche, ad un livello idoneo anche alla valutazione di interventi di progettazione e pianificazione. In tal senso, la valutazione degli interventi di riqualificazione fluviale si pone come ambito di ricerca di grande interesse al fine di concretizzare un nuovo approccio all'uso strumenti di valutazione economica dell'interesse antropico per gli ecosistemi, anche nell'ottica della loro tutela. Si ritiene opportuno un approccio integrato a tale valutazione basato sulla comprensione del legame tra tipologie di intervento di riqualificazione e SE diretti ed indiretti assolti dal corpo idrico o dal corso d'acqua, che possa utilizzare e migliorare anche i metodi esistenti di valutazione economica dei beni ambientali.

Bibliografia

Butler J.R.A., Radford A., Riddington G., Laughtona R. (2009). *Evaluating an ecosystem service provided by Atlantic salmon, sea trout and other fish species in the River Spey, Scotland:* The economic impact of recreational rod fisheries. Fisheries Research 96: 259–266.

Brauman K.A., Daily G.C., T., Duarte K.,3 Mooney A.H. (2007). *The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annu. Rev. Environ. Resourc.* 32: 67-98.

Costanza R. (2000). *Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services.* Ecosystems 3: 4–10.

Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van den Belt M. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital.* Nature, 387, n° 6630: 253-260.

Costanza R., Fisher B., Mulder K., Liu S., Christopher T. (2007). *Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production.* Ecological Economics 61 (2007): 478-491.

Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow k, Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A.M., Jansson B.O. , Kautsky N., Levin S., Lubchenco J., Mäler K.G., Simpson D., Starrett D., Tilman D., Walker B. (2000). *The value of nature and the nature of value.* Science 289: 395–96.

De Groot, R.S. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape Urban Plann*. 75, 175–186.

De Groot, R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ*. 41: 393–408.

De Groot R.S. Alkemade R., Braat L., Hein, L.,Willemen L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, *Ecol. Complex* vol. 7, no. 3: 260-272.

Dziegielewska D., Tietenberg T., Seo N. (2009). Total economic value. In: *Encyclopedia of Earth*. Cutler J. Cleveland Eds. Environmental Information

Coalition, *National Council for Science and the Environment.* Washington, D.C.: pp. 3.

Emerton L. and Bos E. (2004). Counting ecosystems as an economic part of water infrastructure IUCN UK. pp. 88.

Fisher, B., and Turner R. K. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation* 141: 1167–1169.

Jansson R., Nilsson C., Malmqvist B. (2007). *Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes,* Freshwater Biology 52: 589–596.

Lees A.C., Perez C.A. (2008). *Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals.* Conservation Biology 22: 439–449.

Lepori F., Palm D., Malmqvist. B. (2005). *Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition*, Journal of Applied Ecology 2005 42, 228–238.

Loomis J, Kent P, Strange L, Fausch K, Covich A. (2000). *Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey.* Ecological Economics 33: 103–117.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being*: Synthesis, Island Press, Washington, DC: pp. 137.

Morand D., Dann S. (2008). *The economic value of water use: Implications for implementing the WFD in Scotland*. Journal of Environmental Management 87, 484–496.

Postel S.L. (2008). *The forgotten infrastructure: safe-guarding freshwater ecosystems*. Journal of International Affairs 61: 75-90.

Posthumus H., Rouquette J.R., Morris J., Gowing D.J.G., Hess T.M. (2010). *A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England.* Ecological Economics 69: 1510–1523.

Santolini R., Morri E. e Pruscini F. (2011). *I servizi ecosistemici e quadro valutativo in alcune regioni italiane*. Rapporti ISPRA 153/2011: 133-146.

Scott, M.J., Bilyard, G.R., Link, S.O., Ulibarri, C.A., Westerdahl, H.E., Ricci, P.F., Simpson, R.D. (1998). *Economic analysis and ecosystems: some concepts and issues.* Ecological Applications 8: 342–349.

L'indice della diversità idromorfologica: un nuovo strumento nella progettazione di interventi mirati alla riqualificazione fluviale

Walter Gostner – Politecnico di Losanna EPFL

Sommario

Nel presente articolo viene presentato un nuovo indice della diversità idromorfologica (Hydro-Morphological Index of Diversity – HMID). L'HMID è stato sviluppato in Svizzera attraverso numerosi rilievi sul campo, analisi statistiche e modellazioni numeriche condotte su tre corsi d'acqua. L'indice, nella sua formulazione, incorpora il coefficiente di variabilità delle variabili idrauliche velocità di corrente e tirante idraulico, che rappresentano le caratteristiche idromorfologiche di un corso d'acqua, in quanto le analisi di correlazione hanno dimostrato l'elevata interdipendenza di queste due variabili con altre variabili idrauliche e geomorfiche. L'indice HMID fornisce all'ingegnere idraulico uno strumento che permette, durante l'elaborazione di progetti di protezione dalle piene, un'ottimizzazione della qualità idromorfologica per offrire pertanto le condizioni il più possibile favorevoli per il ripristino delle funzionalità naturali di un corso d'acqua.

1. Introduzione

I corsi d'acqua adempiono importanti funzioni ecologiche, economiche e sociali. Interventi effettuati a diversi livelli sui corsi d'acqua sono stati e sono tuttora la premessa per lo sviluppo della nostra società civile. Attraverso varie forme di sfruttamento ed alterazione idromorfologica, oggi i corsi d'acqua annoverano tuttavia alcuni tra gli ecosistemi maggiormente e più variamente danneggiati (Jungwirth *et al.*, 2003). Inoltre, le classiche misure di protezione contro le piene spesso non hanno raggiunto gli effetti desiderati. I grandi eventi di piena hanno mostrato che una protezione assoluta non è realisticamente possibile e che gli approcci tradizionali sono da ripensare.
Queste considerazioni fanno da sfondo ad un cambiamento metodologico, che

va da un modo di pensare settoriale verso impostazioni generali ed integrali. Questo cambiamento di impostazione ha trovato recepimento nelle legislazioni in materia (ad esempio, la Direttiva quadro sulle Acque 2000/60/CE e la Direttiva sulla gestione del rischio da alluvioni 2007/60/CE). Oggigiorno, pertanto, nell'elaborazione di progetti di protezione contro le piene, vengono perseguiti anche obiettivi di miglioramento delle condizioni ecosistemiche dei corsi d'acqua.
L'ingegnere idraulico necessita quindi non solo di strumenti tecnici che gli permettano di valutare esclusivamente gli aspetti relativi alla protezione contro le piene, ma anche e soprattutto di strumenti che consentano di elaborare i progetti puntando anche e soprattutto alla valorizzazione ed al miglioramento del potenziale ecologico dei corsi d'acqua.
L'indice della diversità idromorfologica (HMID) presentato in questo articolo è stato concepito proprio per rispondere alle esigenze appena menzionate. Esso rappresenta uno strumento che permette di ottimizzare le caratteristiche idromorfologiche del tratto del corso d'acqua interessato in modo da creare le migliori condizioni possibili per la valorizzazione del suo potenziale ecologico. Attraverso la determinazione dell'indice HMID per diverse varianti di progetto e la verifica delle condizioni che incidono a livello di bacino possono essere determinate le varianti prioritarie da un punto di vista ecomorfologico.

2. Considerazioni di base per lo sviluppo dell'Indice della diversità idromorfologica (HMID)

2.1 Ricchezza idromorfologica quale condizione per la funzionalità dell'ecosistema fluviale

La funzionalità ecologica di un ambiente fluviale è determinata dalla simultanea interazione di molteplici fattori di natura biotica ed abiotica, che si influenzano reciprocamente. Una delle maggiori minacce alla biodiversità è rappresentata dalla omogeneizzazione degli habitat fisici, con un conseguente impoverimento della diversità idromorfologica dei corsi d'acqua (*Allan & Castillo, 2007*). Di consequenza vale il principio che la varietà degli habitat

rappresenta una delle premesse basilari per lo sviluppo ed il mantenimento di un ecosistema ricco di specie (*Jungwirth et al., 2003*).
La varietà di habitat, nota generalmente come diversità idromorfologica o eterogeneità fisica, è condizionata da un lato da caratteristiche morfologiche, ovvero dalla variabilità spaziale, e dall'altro da eventi idrologici oppure relativi alle dinamiche di deflusso, ovvero da componenti temporali. Dal concatenarsi della morfologia con il deflusso emergono quelle variabili idrauliche (velocità della corrente, tirante idraulico, caratteristiche del substrato, ecc.) che determinano l'offerta di habitat fluviali.

2.2 Ipotesi di base

Da queste considerazioni si deducono le ipotesi alla base dell'Indice della diversità idromorfologica (HMID), postulate nella seguente maniera (*Gostner, 2012*):

- la diversità idromorfologica di un tratto di corso d'acqua può essere caratterizzata attraverso la determinazione di un indice, l'HMID, sulla scorta di parametri statistici delle variabili idromorfologiche determinanti;
- la variabilità spaziale degli habitat acquatici in un corso d'acqua naturale o seminaturale è maggiore rispetto a quella caratteristica di un corso d'acqua artificiale, ove si ha anche una minore persistenza temporale dell'habitat.

3. Metodi per lo sviluppo dell'HMID

3.1 Attività sul campo

Sono stati effettuati numerosi rilievi sul campo in Svizzera su tre corsi d'acqua (Bünz, Venoge e Sense, vedi Figura 1). In particolare, la Bünz ha un bacino imbrifero di 111 km², presenta diversi tratti canalizzati ed è stata recentemente oggetto di vari progetti di rinaturalizzazione. La Venoge è caratterizzata da un bacino di 238 km² ed assume nel tratto naturale iniziale, con pendenze relativamente accentuate, una configurazione rettilinea e in quello finale, con pendenze ridotte, un andamento meandriforme. Il tratto centrale attraversa un'area densamente urbanizzata e industrializzata ed è stato pertanto fortemente canalizzato. La Sense presenta un bacino di 432 km² ed una

configurazione naturale per la maggior parte della sua lunghezza. La fascia ripariale è costituita da un'estesa foresta alluvionale, e dei fiumi indagati è quello meno condizionato dall'antropizzazione. I corsi d'acqua oggetto di studio sono caratterizzati da un regime di deflusso pluviale o nivo-pluviale, trovandosi il regime idrologico degli stessi in larga misura nel suo stato naturale.

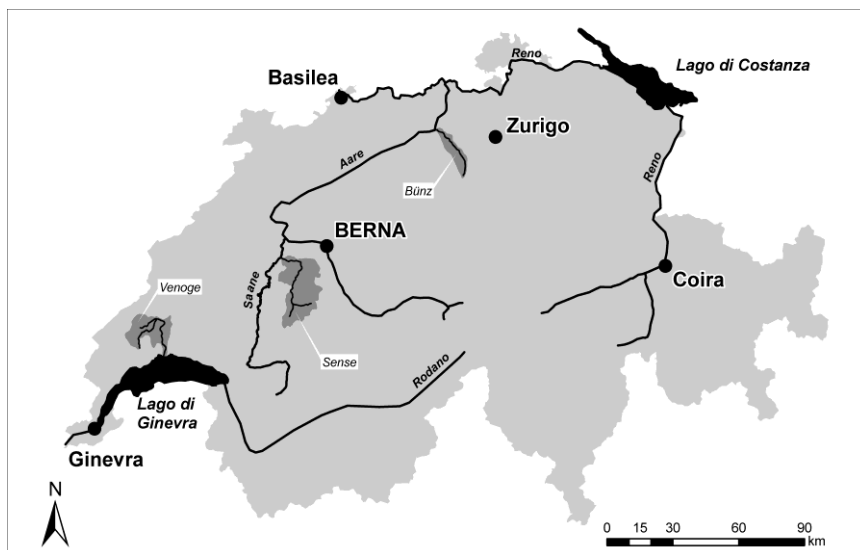



Figura 1 – Inquadramento dei corsi d'acqua oggetto di analisi Bünz, Venoge e Sense.

Per ciascun corso d'acqua sono stati individuati diversi tratti di studio con diverse caratteristiche morfologiche (da naturale a seminaturale a canalizzata). In ogni tratto di studio sono state rilevate delle sezioni trasversali ad una distanza variabile fra 5 e 100 m, in modo da comprendere tutte le unità morfologiche presenti nel sito. Lungo le sezioni trasversali è stato eseguito, ad una distanza mediamente di 100-150 cm tra i singoli punti di misurazione, un rilievo del tirante idraulico e della velocità media della corrente. Sulla Sense sono state inoltre rilevate anche le caratteristiche del substrato (metodo: Pebble Counts, *Wolman, 1954*) ed è stato svolto un dettagliato rilievo del terreno. L'elevato numero di punti rilevati ha assicurato che la situazione

idromorfologica presente venisse descritta in modo statisticamente rappresentativo.

3.2 Analisi di correlazione

Le variabili rilevate sul campo lungo la Sense sono state sottoposte a numerose analisi statistiche, per individuare le possibili correlazioni e poter dedurre le variabili indipendenti rappresentative per l'insieme in esame. In Tabella 1 e Tabella 2 sono riassunti i risultati delle analisi effettuate. In particolare, in Tabella 1 è rappresentata la correlazione ricavata utilizzando tutti i punti rilevati lungo la Sense (circa 1.100 punti), mentre in Tabella 2 sono rappresentate le correlazioni fra i parametri caratteristici dei diversi tratti della Sense studiati (5).

	d	v	◎	Fr	Re
Tirante idraulico (d)	1,00				
Velocità della corrente (v)	0,45	1,00			
Sforzo tangenziale (◎)	0,14	0,84	1,00		
Numero di Froude (Fr)	0,13	0,89	0,92	1,00	
Numero di Reynolds (Re)	0,74	0,84	0,56	0,54	1,00

Tabella 1 – Correlazioni tra variabili idrauliche a scala di punto di misura.

	CVv	CVd	CVs	CSD	TWD	Bw/Bbf
CV flow velocity (CVv)	1,00					
CV water depth (CVd)	0,91	1,00				
CV substrate (CVs)	0,96	0,98	1,00			
Cross section diversity (CSD)	0,94	0,82	0,90	1,00		
Thalweg diversity (TWD)	0,93	0,76	0,87	0,98	1,00	
μ(Bwetted/Bbankfull) (Bw/Bbf)	-0,92	-0,76	-0,87	-0,98	-0,99	1,00

Tabella 2 – Correlazioni tra variabili idrauliche e geomorfiche a scala di tratto di studio.

Si osserva come in Tabella 2 sono riportate le correlazioni relative, oltre che ai parametri idraulici, anche a dei parametri geomorfici, valutati anch'essi a scala di tratto di studio: l'indice TWD (thalweg diversity) è funzione della variabilità delle pendenze lungo il thalweg (maggiore in alvei naturali per la

presenza di sequenze riffe-pool), mentre il CSD (cross section diversity) è funzione della variabilità della quota dei punti posti lungo l'alveo attivo delle sezioni trasversali. Un ulteriore parametro geomorfico è costituito dal rapporto fra la larghezza bagnata in condizioni di portata media e la larghezza bagnata nel deflusso a piene rive (bankfull flow).
Dalle analisi svolte si può concludere come le variabili idrauliche velocità della corrente e tirante idraulico siano in grado di caratterizzare la diversità idromorfologica di una sezione.

3.3 Formulazione dell'HMID

L'HMID è stato formulato utilizzando il coefficiente di variazione CV, che corrisponde al rapporto fra la deviazione standard σ e il valore medio μ calcolati nel tratto di studio. La variabilità relativa alla singola variabile i-esima, denominata variabilità parziale, è stata espressa come segue:

$$\mathrm{V(i)} = (1 + \mathrm{CV_i})^2 = (1 + \frac{\sigma_i}{\mu_i})^2 \qquad (1)$$

L'HMID per un singolo tratto viene calcolato come il prodotto fra l'indice di variabilità parziale della velocità della corrente v e quello del tirante idraulico d:

$$HMID_{Sito} = \prod_i V(i) = V(v) \cdot V(d) = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \cdot \left(1 + \frac{\sigma_d}{\mu_d}\right)^2 \qquad (2)$$

3.4 Modellazione numerica

I rilievi sul campo rappresentano un'istantanea della situazione che si presenta in un determinato momento dell'anno. Per le analisi della variabilità temporale è stato implementato, per i tratti sul fiume Sense, un modello idraulico bidimensionale con il Software Basement (Faeh *et al.*, 2006-2011).

4. Risultati

4.1 Variabilità spaziale

I boxplot riportati in Figura 2 mostrano la distribuzione delle variabili idrauliche velocità della corrente e tirante idraulico, la Tabella 3 elenca di volta in volta i valori medi con le rispettive deviazioni standard.

Rio Buenz			B1	B2	B3	B4	
v	*(m/s)*	μ	0,20	0,56	0,32	0,37	
		σ	0,15	0,21	0,35	0,34	
		CV	0,75	0,38	1,09	0,92	
d	*(m)*	μ	0,46	0,34	0,38	0,18	
		σ	0,22	0,06	0,26	0,11	
		CV	0,48	0,18	0,68	0,61	
	HMID		6.69	2,62	12,43	9,56	
Rio Venoge			V1	V2	V3	V4	
v	*(m/s)*	μ	0,45	0,79	0,77	0,57	
		σ	0,38	0,16	0,31	0,34	
		CV	0,84	0,20	0,40	0,60	
d	*(m)*	μ	0,30	0,32	0,44	0,49	
		σ	0,16	0,08	0,14	0,26	
		CV	0,53	0,25	0,32	0,53	
	HMID		8.00	2,26	3,42	5,97	
Rio Sense			S1	S2	S3	S4	S5
v	*(m/s)*	μ	0,44	0,56	0,39	0,72	0.71
		σ	0,41	0,45	0,27	0,42	0.29
		CV	0,93	0,80	0,69	0,58	0.41
d	*(m)*	μ	0,20	0,32	0,31	0,46	0.31
		σ	0,13	0,22	0,18	0,22	0.15
		CV	0,65	0,69	0,58	0,48	0.48
	HMID		10.16	9,26	7,16	5,48	4,37

Tabella 3 – Parametri statistici (valore medio μ, deviazione standard σ, coefficiente di variazione CV) della velocità di corrente, del tirante idraulico e del valore HMID calcolato.

Con il grado di naturalità di un corso d'acqua aumenta anche la diversità delle grandezze idrauliche e di conseguenza quella degli habitat acquatici. Per

ciascuno dei corsi d'acqua oggetto di analisi i tratti canalizzati (B2 presso la Bünz, V2 e V3 presso la Venoge, S5 presso la Sense) mostrano il più basso HMID (Tabella 3). Seguono tratti che sono, fino ad un certo grado, rinaturalizzati (B1 presso la Bünz) o parzialmente sistemati (S4 presso la Sense). I tratti allo stato naturale mostrano l'HMID più elevato (B3 e B4 presso la Bünz, V1 e V4 presso la Venoge, S1 fino a S3 presso la Sense). Queste osservazioni permettono di concludere che l'HMID consente di caratterizzare l'eterogeneità fisica di un corso d'acqua nella maniera più adatta.

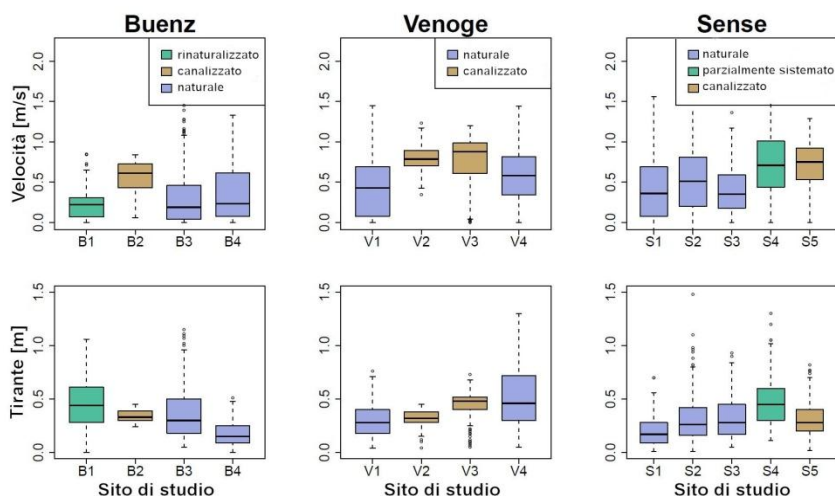



Figura 2 – Box plot delle variabili idrauliche velocità di corrente e profondità d'acqua ottenute dai rilievi sul campo.

4.2 Variabilità temporale

Calcolando sulla scorta dei risultati della modellazione numerica l'HMID, è stato possibile osservare che in un corso d'acqua con una morfologia naturale le specie acquatiche dispongono di una grande variabilità spaziale di habitat, la quale tende inoltre a conservarsi per un più lungo periodo di tempo. Nelle sezioni allo stato naturale S1 fino a S3 sulla Sense l'HMID rimane approssimativamente costante per tutto il corso dell'anno (Figura 3). Solo in concomitanza con le piene maggiori, che comportano una rimodellazione dell'alveo, gli habitat perdono la loro stabilità e si verificano spostamenti e

nuove formazioni di habitat, la cui composizione rimane però simile a quella precedente (vedi anche *Arscott et al., 2002*). Pertanto, si assiste ad una diminuzione dell'HMID solamente durante il transito delle portate maggiori, ma successivamente l'indice ritorna ad assumere valori confrontabili con quelli della situazione pre-evento. Al contrario, in un corso d'acqua artificiale le variazioni di portata implicano sempre anche una modifica delle condizioni idrauliche e di conseguenza anche dell'habitat. Nei tratti S4 e S5 della Sense l'HMID diminuisce continuamente in concomitanza con l'aumento della portata, essendo la diminuzione nel tratto completamente canalizzato S5 più forte rispetto al tratto S4 parzialmente sistemato. Ne consegue che le specie acquatiche in un corso d'acqua artificiale devono scontrarsi non solo con un habitat impoverito ma anche con condizioni di vita costantemente in mutazione.

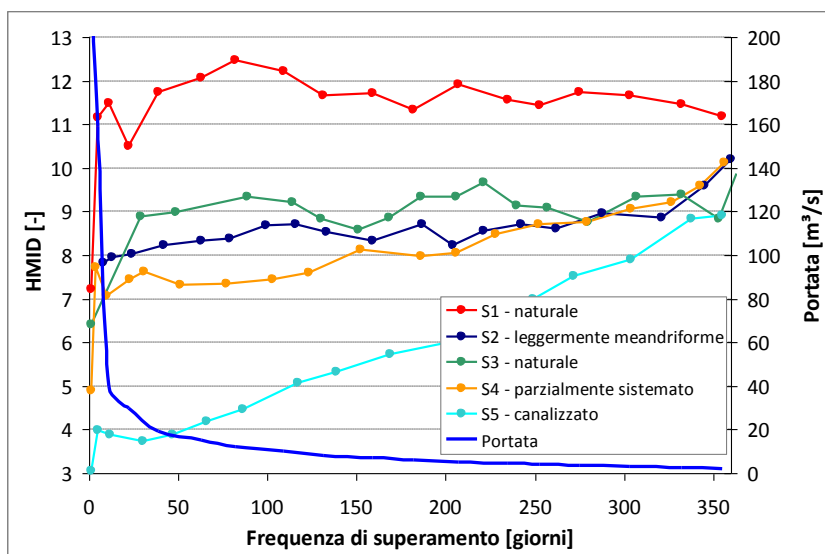



Figura 3 – Andamento temporale dell'indice HMID per i siti esaminati sul fiume Sense.

5. Applicazione dell'HMID

5.1 Ambito di applicazione

Finora, in assenza di un migliore strumento per l'elaborazione dei progetti di protezione dalle piene, si faceva riferimento ai giudizi qualitativi e peritali degli esperti in materia quando si trattava di migliorare anche la variabilità idromorfologica. L'indice HMID è invece in grado di valutare, nell'ambito di progetti che implicano delle modifiche morfologiche del corso d'acqua, le varianti proposte in modo quantitativo ed oggettivo. Sulla base di un modello idraulico numerico e della conseguente analisi statistica delle variabili idrauliche, l'HMID può essere agilmente calcolato ed utilizzato – in termini di qualità idromorfologica ottenibile – per una valutazione quantitativa delle diverse varianti. Va sottolineato come, nella pratica, la soluzione ottimale sarà quella che porta a massimizzare l'HMID, anche se esso potrà risultare inferiore a quello che si avrebbe in un'ipotetica situazione naturale di riferimento. Infatti vi possono essere vari tipi di costrizioni, soprattutto in relazione al grado di antropizzazione delle aree adiacenti il tratto di studio, che rendono non praticabile il ristabilimento delle condizioni di riferimento.

5.2 Procedura

Poiché un modello bidimensionale per l'analisi del comportamento delle piene per diverse varianti rappresenta nella pratica odierna uno strumento standard per lo sviluppo di progetti di protezione dalle piene, il calcolo dell'HMID non comporta spese sostanziali. Per la valutazione delle diverse varianti di progetto l'HMID viene determinato nel modo seguente:

- realizzazione di un modello bidimensionale per il deflusso medio;
- calcolo della velocità di corrente e del tirante idraulico nelle singole celle della griglia di calcolo del modello bidimensionale per il deflusso medio;
- calcolo del valore medio, della deviazione standard e dell'HMID;
- analisi dell'HMID per diverse portate per la verifica della stabilità temporale degli habitat. L'HMID dovrebbe mostrare anche per altre portate un valore simile rispetto a quello calcolato per il deflusso medio, ad eccezione dei deflussi di maggior portata, responsabili delle rimodellazioni dell'alveo.

5.3 Limitazioni

Non vi è alcun dubbio che la ricchezza idromorfologica rappresenta una condizione necessaria per un'elevata biodiversità in un corso d'acqua. Diverse ricerche mostrano però che la realizzazione di tale condizione non sempre è sufficiente (*Alp et al., 2011*). È perciò necessario prestare attenzione non solo agli squilibri locali ma anche individuare altri processi che caratterizzano il bacino imbrifero (*Kondolf et al., 2007; Fryirs & Brierley, 2008*). Innanzitutto è necessario rispondere alla domanda se le caratteristiche idromorfologiche rappresentino il fattore determinante di una biodiversità impoverita o se siano determinanti altri elementi (ad es. nutrienti da sfruttamento agricolo intensivo, inquinamento chimico, frammentazione, regime idrologico modificato, ecc.). Se a questo quesito non viene data una risposta approfondita, le misure per il miglioramento della eterogeneità fisica possono anche non sortire un effetto positivo sul sistema ecologico acquatico. Anche la relazione tra morfologia e bilancio di sedimenti deve essere chiarita. I corsi d'acqua che si trovano in una condizione di equilibrio dinamico offrono, nel lungo periodo, condizioni di vita strutturali positive e permettono il mantenimento degli interventi morfologici adottati. Per poter valutare questi processi, sono necessarie delle analisi sul bilancio di sedimenti congiuntamente ad una valutazione dei processi relativi alle dinamiche idrologiche a livello di bacino imbrifero. Il raggiungimento di condizioni di equilibrio nel bilancio di materiale solido può assicurare non solo la durata delle misure di protezione, ma anche far sì che le caratteristiche dell'ecosistema del corso d'acqua si mantengano nel tempo. Pertanto, se potenzialmente la metodologia proposta è applicabile a diversi ambiti, ove il regime idrologico o di trasporto solido dei sedimenti risultino alterati diventerà ancora più importante affiancare alle considerazioni a scala locale delle approfondite analisi a scala di bacino. È infatti fondamentale verificare che le condizioni di deflusso liquido e solido esistenti non portino, nel lungo periodo, a vanificare l'efficacia degli interventi proposti.

Ringraziamenti. Al BAFU e alla Provincia Autonoma di Bolzano va un ringraziamento per il finanziamento del progetto.

Bibliografia

Allan J.D., Castillo M.M. (2007). *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Second Edition. Springer, Dordrecht, Netherlands.

Alp, M., Karpati, Th., Werth, S., Gostner, W., Scheidegger, Ch., Peter, A. (2011). *Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fließgewässern*. Wasser, Energie, Luft, 3: 216-223

Arscott, D. B., Tockner, K., Nat, D., van der Ward, J.V. (2002). *Aquatic Habitat Dynamics along a Braid Alpine River Ecosystem (Tagliamento River, Northeast Italy)*. Ecosystems, 5: 802–814

Fryirs, K., Brierley, G.J. (2008). *The importance of reach sensivity and catchment connectivity in river rehabilitation planning.* In: B. Gumiero, M. R., B. Fokkens (ed) IVth ECRR International Conference on river restoration, Italy, Venice. CIRF - Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale: 401-408.

Faeh, R., Mueller, R., Rousselot, P., Vetsch, D., Volz, C., Vonwiller, L., Veprek, R., Farshi, D. (2006-2011). *BASEMENT - Basic simulation environment for environmental flow and natural hazard simulation*. VAW, ETH Zuerich.

Gostner, W. (2012). *The Hydro-Morphological Index of Diversity (HMID): a Planning Tool for River Restoration Projects.* PhD Thesis, EPFL, Switzerland

Jungwirth M., Haidvogl G., Moog O., Muhar S., Schmutz S. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien.

Kondolf, G. M., Anderson, S., Lave, R., Pagano, L., Merenlender A., Bernhardt, E.S. (2007). *Two decades of river restoration in California: What can we learn?* Restoration Ecology, 15: 516-523

Wolman, M. G. (1954). *A method of sampling coarse bed material.* American Geophysical Union, Transactions 35:951-956.

La modellazione a meso-scala per la valutazione e quantificazione dell'habitat in torrenti e fiumi alpini

Paolo Vezza – Politecnico di Torino e Universidad Politécnica de Valencia, Piotr Parasiewicz – Rushing Rivers Institute e Sakowicz Inland Fisheries Institute, Michele Spairani – Eaulogie s.r.l., Claudio Comoglio – Politecnico di Torino

Sommario

L'energia idroelettrica ha segnato nel tempo le Alpi e recentemente si sta verificando un nuovo incremento degli investimenti relativi alla costruzione di nuove centrali. Lo studio delle risposte ecologiche dell'ecosistema fluviale all'alterazione del regime di deflusso risultano quindi di particolare importanza al fine di quantificare l'habitat disponibile per una determinata specie o per l'intera comunità acquatica. Il presente studio si propone di presentare una metodologia completa e dedicata alla valutazione ed alla quantificazione dell'habitat fluviale in torrenti e fiumi alpini, basata sulla metodologia MesoHABSIM, al fine della determinazione dei rilasci da opere di presa e della mitigazione degli impatti relativi alle operazioni di gestione degli invasi. 35 siti di studio, ubicati all'interno delle aree montuose del Piemonte e della Valle d'Aosta, sono stati utilizzati per la definizione della metodologia proposta. Verranno quindi presentati risultati e attività in corso d'opera al fine di sottolineare la flessibilità dell'approccio unita alle diverse possibilità di associare la metodologia con altre tecniche di riqualificazione fluviale (ad es. scale di risalita, simulazioni per la tutela e il miglioramento degli habitat naturali e semi naturali, mitigazione degli impatti dovuti alle operazioni di gestione degli invasi).

1. Introduzione

Numerosi studi presenti in letteratura hanno dimostrato come le alterazioni al naturale regime di deflusso portino modificazioni dell'habitat fluviale e inducano una varietà di risposte ecologiche da parte degli organismi acquatici che compongono l'ecosistema (in particolare fauna ittica, macroinvertebrati, vegetazione riparia, vedasi, Poff & Zimmerman, 2010).

I torrenti e fiumi alpini dell'Italia settentrionale sono caratterizzati da

morfologie complesse (sequenze di raschi, salti e buche e presenza di massi e rocce in alveo), pendenze che variano da moderate a molto elevate (tra l'1% e il 20% circa, Vezza *et al.*, 2012c) e presenza di specie ittiche di interesse locale (ad es., *salmo trutta fario*) o comunitario (ad es., *salmo trutta marmoratus*).

Al fine della pianificazione e della tutela delle risorse idriche, la gestione ambientale dei corsi d'acqua montani è quindi di notevole importanza, sia per la definizione e il monitoraggio dei rilasci dalle opere di presa, sia per lo sviluppo di azioni dirette alla conservazione della biodiversità e alla riqualificazione fluviale. Tuttavia all'interno della letteratura scientifica internazionale, una metodologia adeguata e completa relativa allo studio e alla valutazione dell'habitat fluviale in ambiente alpino ad oggi non è ancora stata proposta. È interessante notare come il metodo più ampiamente applicato a livello mondiale per la modellazione eco-idraulica dei corsi d'acqua, denominato PHABSIM (Phisical Habitat Simulation System, Bovee, 1982), all'interno del protocollo IFIM (Instream Flow Incremental Methodology), si sia dimostrato essere una metodologia applicabile esclusivamente per corsi d'acqua a bassa pendenza (avendo incorporato un modello di simulazione idraulica mono-dimensionale, Gordon *et al.*, 2004). Inoltre anche l'utilizzo di modelli idraulici multidimensionali (ad es., 2-D o 3-D) nella descrizione dell'habitat fluviale nei corsi d'acqua alpini può comportare onerosi sforzi nella raccolta dei dati di campo (tramite stazioni totali o laser scanner); tale difficoltà costringe in genere ad una drastica riduzione dei tratti fluviali analizzati.

Sebbene le variabili idrauliche come profondità e velocità della corrente siano importanti nella modellazione dell'habitat fluviale, altri fattori quali la temperatura dell'acqua, le caratteristiche chimiche, i rifugi disponibili, lo stato della vegetazione riparia e le interazioni biologiche tra le specie possono essere di considerevole se non maggiore importanza nel limitare la presenza o l'abbondanza degli organismi acquatici (Gordon *et al.*, 2004). Al fine di far fronte a questo problema, l'utilizzo di modelli statistici multivariati per la valutazione della idoneità d'habitat (ad es., regressioni logistiche, Pearce & Ferrier, 2000; Parasiewicz, 2007a o le tecniche di "machine learning" come Random Forest; Vezza *et al.*, 2012a) attualmente costituisce un adeguato strumento al fine di analizzare la relazione che lega la distribuzione di una

determinata specie e i diversi fattori ambientali che caratterizzano l'habitat in cui essa vive. L'approccio a meso-scala per la modellazione dell'habitat fluviale (MesoHABSIM, Parasiewicz, 2001; Parasiewicz, 2007a) ha dimostrato un notevole potenziale al fine dell'applicazione in contesti alpini, permettendo rilievi estensivi dei corsi d'acqua (da centinaia di metri a chilometri di fiume, Vezza *et al.*, 2012c), offrendo la possibilità di includere una vasta gamma di variabili ambientali (Vezza *et al.*, 2012a) e consentire valutazioni a scala regionale (Vezza *et al.*, 2012b). Viene qui di seguito riportata una descrizione dei passi chiave della metodologia MesoHABSIM adattata al contesto alpino, unita ad esempi di applicazioni già realizzate o attualmente in corso d'opera.

2. Metodi

2.1 Area di studio

L'area di studio è costituita dalle aree montane delle Regioni Piemonte e Valle d'Aosta nelle quali la superficie montuosa copre il 45% del territorio. 35 tratti fluviali sono stati scelti ed analizzati all'interno del presente studio (Figura 1) caratterizzati da 5 diverse tipologie morfologiche (cascade, cascade-pool, step-pool, riffle-step e plane bed, Montgomery & Buffington, 1997) e con pendenze tra il 2% e il 22%.

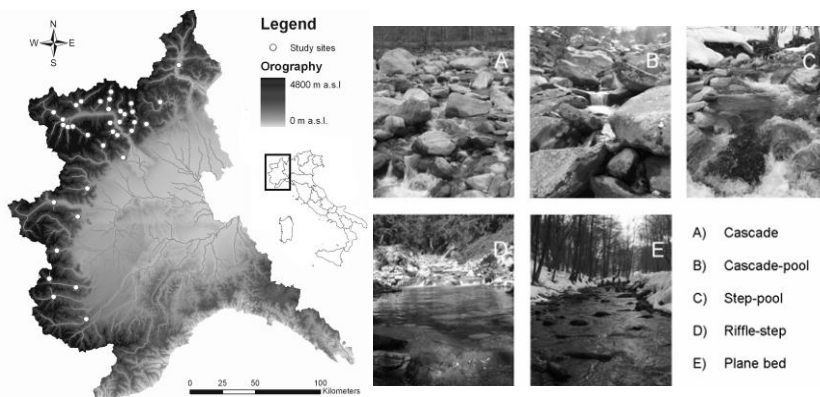



Figura 1 – Il lato sinistro della figura mostra i 35 siti oggetto di studio distribuiti in Piemonte e Valle d'Aosta. Il lato destro riporta le 5 morfologie di riferimento per i corsi d'acqua alpini.

2.2 Descrizione metodologica

2.2.1 Descrizione dell'habitat fluviale

La descrizione dell'habitat fluviale, effettuata in tratti rappresentativi, viene utilizzata per descrivere i cambiamenti nella composizione del mosaico di mesohabitat con il variare della portata defluente. Per l'area alpina viene consigliato l'uso di un telemetro laser e un computer palmare per la registrazione diretta in campo delle caratteristiche dei diversi mesohabitat o unità idro-morfologiche (HMU, Parasiewicz, 2007a). I rilievi vengono solitamente effettuati delineando i poligoni che delimitano le diverse HMU direttamente in campo ed associando le caratteristiche fisico-chimiche di ciascun habitat all'interno di un sistema informativo territoriale (vedasi, Vezza *et al.*, 2012b, per un elenco delle variabili ambientali utilizzate nella descrizione dell'habitat fluviale). Sulla base del fatto che l'habitat in corsi d'acqua cambia regolarmente con la portata, tre rilievi del tratto fluviale per tre differenti portate (condizioni di magra, media e morbida) vengono considerati il minimo indispensabile al fine di descrivere le caratteristiche idro-morfologiche e le variazioni spazio-temporali del mosaico di mesohabitat (Vezza *et al.*, 2012b).

2.2.2 Modellazione biologica

L'indicatore biologico proposto per i corsi d'acqua alpini è definito in base alla comunità ittica di riferimento. L'elenco delle specie ittiche viene definito in base ai bio-periodi e considerando i cambiamenti stagionali dovuti ai movimenti e alle migrazioni di particolari specie (vedasi ad es., Regione Piemonte, Carta Ittica Regionale, 1992 - 2004). In questo articolo l'attenzione verrà rivolta sui salmonidi (trota marmorata e trota fario), caratteristici della regione di interesse (vedasi, Vezza *et al.*, 2012b; Vezza *et al.*, 2012a, per ulteriori modelli di idoneità d'habitat).

I dati biologici vengono raccolti a scala di HMU attraverso elettropesca andando a dividere le aree contigue tramite l'utilizzo di reti e costituiscono la base per la costruzione di modelli statistici multivariati che stabiliscono i criteri di idoneità d'habitat per le diverse specie target (Tabella 1). Nel presente lavoro, le regressioni logistiche (Hosmer & Lemeshow, 2000) sono

impiegate per la selezione delle variabili ambientali che maggiormente influenzano la presenza o l'abbondanza delle specie analizzate (dettagli in, Parasiewicz, 2007a). Inoltre, le tecniche di machine learning (ad es., Random Forest, Vezza *et al.*, 2012a) costituiscono attualmente un importante e valido strumento statistico per la costruzione di modelli di idoneità caratterizzati da una alto potere previsionale e una considerevole facilità di comprensione ed applicazione all'interno del metodo MesoHABSIM.

2.2.3 Relazione habitat-portata e analisi temporale di serie storiche

La mappatura, definita attraverso i rilievi sul campo, ed i criteri multivariati di idoneità d'habitat costituiscono la base per lo sviluppo delle cosiddette curve habitat-portata, che mettono in relazione l'habitat disponibile per la fauna ittica (in termini di area bagnata) con la portata defluente all'interno del corso d'acqua. I valori di habitat disponibile che ne conseguono vengono quindi interpolati per la costruzione della curva ed il procedimento viene ripetuto per le diverse specie analizzate ed i rispettivi stadi vitali (Vezza *et al.*, 2012b).

Oltre alle relazioni habitat-portata, la definizione del regime naturale di deflusso e la variazione temporale (o stagionale) delle condizioni di habitat viene considerata come un ultimo elemento necessario per la completa determinazione dei rilasci ambientali da effettuarsi dalle opere di presa. Tale analisi può essere realizzata attraverso le curve UCUT (Uniform Continuous Under-Threshold curves, Parasiewicz, 2007b). Le serie temporali di portata (misurate o ottenute per i torrenti alpini tramite simulazione idrologica, Vezza *et al.*, 2012c), unite alla relazione con l'habitat disponibile, vengono analizzate statisticamente per stabilire le soglie temporali (Habitat Stressor Thresholds – HST), in termini di frequenza di accadimento e di durata in giorni, di condizioni di habitat che risultano stressanti per l'ecosistema.

3. Risultati

Una base di dati di circa 500 osservazioni a scala di mesohabitat (ognuno dei quali descritto da campionamenti quantitativi della fauna ittica) è stato

costruito a partire dall'autunno 2008 ed è attualmente disponibile per l'area di studio (Regioni Piemonte e Valle d'Aosta). La Tabella 1 mostra i modelli di idoneità d'habitat relativi alla trota marmorata adulta (modello per il bio-periodo frega e deposizione delle uova) e trota fario adulta (modello primaverile/estivo facente riferimento alla fase di accrescimento).

Trota marmorata - adulto Frega e deposizione delle uova Modello assenza/presenza	
Accuratezza relativa	66 %
Area ROC	0.87
Soglia di probabilità	0.40
Costante	0.868
Pendenza HMU	-0.094
Profondità 60-75 cm	4.49
Velocità 30-45 cm/s	4.39
AKAL (Ghiaia)	14.11
Modello presenza/abbondanza	
Accuratezza relativa	62%
Area ROC	0.87
Soglia di probabilità	0.74
Costante	-2.36
Ostacolo alla risalita	20.49
POOL	20.23
Velocità 0-15 cm/s	-4.58

Trota fario - adulto Primavera/Estate Modello assenza/presenza	
Accuratezza relativa	72 %
Area ROC	0.84
Soglia di probabilità	0.45
Costante	-2.38
Pendenza HMU	-0.124
Massi	2.55
Ombreggiamento	0.68
STEP-POOL	1.91
Profondità 30-45 cm	-1.19
MEGALITHAL (>40 cm)	2.16
MACROLITHAL (20-40 cm)	3.59
Temperatura (°C)	1.35
Modello presenza/abbondanza	
Accuratezza relativa	62%
Area ROC	0.82
Soglia di probabilità	0.51
Costante	-24.24
Massi	18.35
STEP-POOL	1.96
Profondità 60-75 cm	3.22
Velocità 15-30 cm/s	-4.29

Tabella 1 – Modelli d'idoneità d'habitat a meso-scala per la trota marmorata e la trota fario (stadio adulto) per, rispettivamente, il periodo di riproduzione e accrescimento primaverile/estivo. Il parametro AUC (area under ROC curve, Pearce & Ferrier, 2000) e l'accuratezza relativa vengono usati per valutare il potere predittivo di ciascun modello. La soglia di probabilità di presenza o abbondanza, derivata dalle curve ROC, è invece utilizzata per classificare gli habitat in differenti categorie di idoneità (non idoneo, idoneo, ottimale, Parasiewicz, 2007a).

In termini di performance, i modelli sviluppati hanno ottenuto valori di AUC (area under ROC curve, Hosmer & Lemeshow, 2000) tra 0,81 (discriminazione buona) a 0,90 (discriminazione eccellente), mentre l'accuratezza relativa varia dal 62% al 72%. La relazione habitat-portata (vedasi, Vezza *et al.*, 2012b) è utilizzata, assieme alla serie storica di portate naturali (misurata o simulata, Vezza *et al.*, 2012c), per generare le cosiddette serie storiche d'habitat. L'analisi statistica di queste ultime viene quindi eseguita per produrre le curve UCUT per un determinato bio-periodo (ad es., per le condizioni di magra nel periodo invernale, Figura 2) e le rispettive durate massime in giorni relative alle condizioni di habitat comuni, critiche e catastrofiche. La riduzione in pendenza, nonché l'aumento della distanza tra due curve, indicano un aumento della frequenza di accadimento dell'evento sotto-soglia (Parasiewicz, 2007b). Facendo ad esempio riferimento al caso del Rio Valleritta (Roccasparvera, Figura 2), la durata in giorni delle condizioni di habitat catastrofiche (8% della superficie bagnata dell'alveo), critiche (10%) e comuni (28%), viene individuata attraverso i punti di flesso delle rispettive curve.

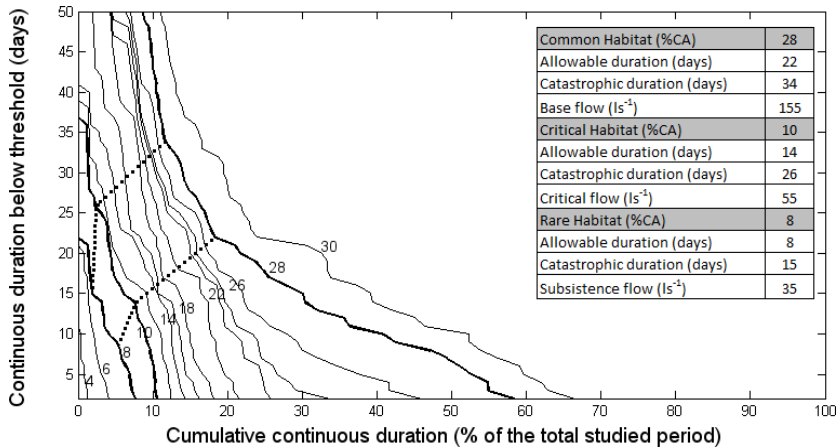



Figura 2 – Applicazione delle curve UCUT per il rio Valleritta (Roccasparvera, Cuneo) con riferimento al periodo di magra invernale (periodo simulato: 1 Gennaio - 21 Marzo tra il 1970 e il 2010, Vezza et al., 2012c). Le rispettive soglie di valori di habitat disponibile per condizioni comuni (28%), critiche (10%) e catastrofiche (8%) sono espresse in termini di superficie bagnata dell'alveo inciso (CA%). La riduzione della pendenza nonché un aumento della spaziatura tra le curve indicano un aumento della frequenza di accadimento dell'evento sotto-soglia (Parasiewicz, 2007b) ed i punti di flesso delle curve selezionate vengono usati per definire le durate massime ammissibili (espresse in gorni, dettagli in, Parasiewicz, 2007b).

4. Discussione

Un recente rapporto europeo (Cipra, 2010) ha evidenziato come, oltre ad un numero già rilevante di centrali idroelettriche, diverse centinaia di nuove richieste di concessione per nuovi impianti sono state presentate per l'area alpina. Nonostante la crescente domanda per un ulteriore sfruttamento delle risorse idriche nelle aree montane del Nord Italia, una metodologia adeguata per la modellazione eco-idraulica dei corsi d'acqua alpini non è ancora disponibile nella letteratura scientifica. Per far fronte alle presenti questioni, viene presentata una metodologia per la quantificazione e valutazione dell'habitat fluviale, basata del metodo MesoHABSIM (Parasiewicz, 2007a).

L'utilizzo della meso-scala ha dimostrato tre principali vantaggi: in primo luogo, utilizzando le tecniche di mobile mapping, la raccolta dei dati può essere effettuata con strumentazione leggera in ambienti caratterizzati da difficile accesso, presenza di massi e rocce in alveo (Vezza *et al.*, 2012b). In secondo luogo, la metodologia include nelle analisi una vasta gamma di variabili ambientali consentendo una completa descrizione e valutazione dell'habitat fluviale per la determinazione delle condizioni necessarie alle diverse fasi del ciclo vitale di singole specie (Tabella 1) o per l'intera comunità acquatica. In terzo luogo, il metodo MesoHABSIM, non richiedendo simulazioni della portata defluente attraverso modelli idraulici, trova una particolare applicazione per i corsi d'acqua alpini caratterizzati da elevate pendenze e morfologia complessa (Vezza *et al.*, 2012c).

Interessante notare come le serie storiche di disponibilità d'habitat vengono utilizzate per lo sviluppo delle curve UCUT e la definizione delle soglie (HST) di durata temporale per condizioni di habitat critiche o catastrofiche. Il diagramma riportato in Figura 2 consente di stimare la frequenza con cui si verificano condizioni comuni di habitat che naturalmente risultano innocue per la fauna. Per il rio Valleritta, a titolo di esempio, il deflusso minimo vitale dovrebbe quindi essere definito sulla base del valore di portata di 155 l/s che storicamente ha garantito condizioni ideali al mantenimento della popolazione ittica locale. Per un ipotetico impianto idroelettrico, uno scenario possibile potrebbe essere quello di rilasciare nel periodo di magra invernale una portata di 55 l/s (condizioni di habitat critiche) con interruzioni di 2 giorni

ogni 2 settimane al fine di riportare periodicamente le condizioni di habitat a livelli naturali.La metodologia qui proposta individua e descrive diversi possibili strumenti applicabili per la gestione ambientale dei corsi d'acqua montani al fine di individuare misure adeguate per la tutela o la riqualificazione dell'habitat fluviale. Ulteriori sviluppi della metodologia presentata sono attualmente in corso presso il Politecnico di Torino (progetto HolRiverMed, FP7, Marie Curie Actions) attraverso l'utilizzo di descrittori biologici d'habitat e tramite l'applicazione della modellistica ad un ampio spettro di organismi acquatici e gruppi funzionali che costituiscono l'ecosistema fluviale.

Ringraziamenti. La presente ricerca costituisce parte del progetto HolRiverMed (FP7, Marie Curie Actions). La raccolta dati si è basata sui fondi regionali (CIPE-2004, Regione Piemonte) e sul monitoraggio degli sbarramenti della Compagnia Valdostana delle Acque (CVA.spa).

Bibliografia

Bovee, K. D. 1982. *A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*.

Cipra, L. 2010. *Situation Report on Hydropower Generation in the Alpine Region focusing on Small Hydropower*.

Gordon, N., McMahon, T., Finlayson, B., Gippel, C.,Nathan, R. 2004. *Stream hydrology: An introduction for ecologists*.

Hosmer, D. W.,Lemeshow, S. 2000. *Applied Logistic Regression*, 2nd ed.

Montgomery, D.,Buffington, J. 1997. *Channel-reach morphology in mountain drainage basins*. Geological Society of America Bullettin 109: 591-611.

Parasiewicz, P. 2001.*MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning*. In Fisheries, Vol. 26, 6-13.

Parasiewicz, P. 2007a. *The MesoHABSIM model revisited*. River Research and Applications 23(8): 893-903.

Parasiewicz, P. 2007b. *Using MesoHABSIM to develop reference habitat template and ecological management scenarios.* River Research and Applications 23: 924-932.

Pearce, J.& Ferrier, S. 2000. *Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression.* Ecological Modelling 133(3): 225-245.

Poff, N. L. & Zimmerman, J. K. H. 2010. *Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows.* Freshwater Biology 55: 194-205.

Vezza, P., Parasiewicz, P., Calles, O., Spairani, M.,Comoglio, C. 2012a. *Random Forest and Logistic Regression as classification tools to predict mesohabitat suitability for fish.* Ecology of Freshwater Fish. Under Review.

Vezza, P., Parasiewicz, P., Rosso, M.,Comoglio, C. 2012b. *Defining minimum environmental flows at regional scale by using meso-scale habitat models and catchments classification.* River Research and Applications 28(6): 675-792.

Vezza, P., Parasiewicz, P., Spairani, M.,Comoglio, C. 2012c. *Meso-scale habitat modelling in Alpine high gradient streams.* In Proceeding of the 9th Eco-hydraulics Symposium Vienna.

Utilizzo degli Odonati come indicatori dello stato ecologico dei corsi d'acqua e strumento di monitoraggio di interventi di riqualificazione fluviale

Bruno Golfieri – Università degli Studi di Padova, Nicola Surian – Università degli Studi di Padova, Sönke Hardersen – Corpo Forestale dello Stato, Bruno Maiolini – IASMA Research and Innovation Centre

Sommario

L'esecuzione di interventi di riqualificazione richiede una preventiva valutazione dello stato ecologico dei tratti fluviali di interesse, nonché un successivo monitoraggio per verificare l'efficacia delle azioni realizzate. Uno strumento fondamentale a supporto di queste fasi pre- e post-intervento, è rappresentato dai diversi indici sviluppati nell'ambito della direttiva Quadro Acque 2000/60/CE (Water Framework Directive o WFD). In questo contributo vengono presentati e discussi i risultati della prima applicazione italiana di un sistema di valutazione delle condizioni ecologiche del corridoio fluviale basato sull'utilizzo degli Odonati. Una serie di caratteristiche legate alla loro autoecologia permette di considerare questi organismi validi bioindicatori dell'intero corridoio fluviale, considerando anche la fascia perifluviale e tutte le aree non strettamente acquatiche all'interno dell'alveo attivo. L'impiego di questo sistema di valutazione può rivelarsi inoltre un utile strumento nella fase di monitoraggio degli interventi di riqualificazione, poiché un'applicazione post-intervento dovrebbe evidenziare delle modifiche nella composizione della comunità di Odonati, tali da fornire una prima serie di indicazioni riguardo al successo o meno delle azioni realizzate.

1. Introduzione

1.1 Contesto normativo e sistemi di valutazione

La normativa internazionale di riferimento per quanto riguarda i fiumi, le acque interne, transazionali e costiere è la direttiva Europea 2000/60/CE "Acque" (Water Framework Directive o WFD), il cui obiettivo è il

raggiungimento di uno stato ecologico buono per i corpi idrici dei paesi membri dell'Unione Europea entro il 2015. Al fine di raggiungere questo scopo essa prevede la valutazione di parametri biologici, chimico-fisici e idromorfologici per definire una classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, in base al quale pianificare gli eventuali interventi di miglioramento e recupero ambientale (Commissione Europea, 2000). La valutazione dei diversi parametri viene effettuata attraverso l'utilizzo di specifici indici di cui ogni nazione appartenente all'UE si è dotata. Questi indici risultano essere uno strumento fondamentale a supporto degli interventi di riqualificazione fluviale, sia per quanto riguarda una iniziale valutazione dello stato ecologico dei tratti fluviali di interesse, che nella successiva fase di monitoraggio post-intervento per verificare l'efficacia delle azioni realizzate.
Per quanto riguarda la valutazione degli aspetti biologici, la normativa europea ha individuato quattro tipologie di indicatori: macroinvertebrati bentonici, diatomee bentoniche, macrofite acquatiche e fauna ittica. Si tratta di organismi strettamente acquatici che forniscono informazioni sulla qualità delle acque e sugli impatti che esse subiscono, ma può il loro utilizzo esclusivo garantire una valutazione complessiva della qualità ecologica del corridoio fluviale? Tale obiettivo appare solo parzialmente conseguibile, poiché questi bioindicatori non permettono di considerare l'integrità ecologica della fascia perifluviale e di tutte quelle aree non strettamente acquatiche, quali isole, barre fluviali e piane inondabili. La loro applicazione risulterebbe quindi limitante, soprattutto nelle situazioni in cui le aree acquatiche occupano una porzione limitata del corridoio fluviale, come si verifica nei tratti con morfologie d'alveo a canali intrecciati e transizionali. Sulla base di queste considerazioni è stato dunque ritenuto utile individuare un bioindicatore, che, integrandosi con quelli previsti dalla normativa vigente, possa offrire una valutazione più completa delle condizioni ecologiche del corridoio fluviale.

1.2 Odonati e bioindicazione

Dopo una fase di revisione bibliografica, riguardante i principali taxa utilizzati nell'ambito della bioindicazione e gli indicatori utilizzati nel contesto degli ambienti fluviali e delle aree riparie, la scelta è ricaduta sugli

Odonati (Libellule). Questo taxon è caratterizzato da un ciclo vitale anfibio, con la fase larvale trascorsa in acqua e gli adulti volatori che frequentano invece le aree circostanti, per ritornare poi a riprodursi nei corpi idrici (*Corbet*, 2004). Sono predatori con vita lunga in entrambe le fasi e grazie a queste caratteristiche forniscono informazioni sia sulle condizioni dei corpi idrici (lentici e lotici) utilizzati per la riproduzione (*Castella*, 1987; *Simaika & Samways*, 2009), che sull'ambiente terrestre circostante, in particolar modo sulla vegetazione e la sua struttura (*Clark & Samways*, 1996; *Corbet*, 2004). Gli Odonati sono inoltre considerati validi bioindicatori in quanto esiste una buona conoscenza della loro autoecologia, hanno una buona ricchezza di specie, un'estesa varietà di esigenze ambientali, sono relativamente facili da campionare e identificare (*Chovanec & Waringer*, 2001; *Corbet*, 2004).

2. Materiali e metodi

2.1 Il sistema di valutazione basato sugli Odonati

Ai fini della presente ricerca si è scelto di utilizzare il sistema di valutazione proposto da *Chovanec & Waringer* (2001), finalizzato alla valutazione dell'integrità ecologica dell'ecosistema fiume-aree perifluviali. L'attribuzione di un determinato tratto fluviale ad una delle classi di qualità previste dalla WFD, una volta individuate le specie di Odonati riproduttive nei siti campionati all'interno del tratto, avviene considerando i seguenti parametri:

- Numero totale di specie riproduttive nel tratto fluviale.
- Numero di famiglie rappresentate.
- Numero di specie sensibili.
- Indice OHI (Odonate Habitat Index).
- Range dell'indice OHI.

Chovanec & Waringer (2001) elencano tutte le specie presenti nella regione danubiana austriaca attribuendo a ciascuna di esse un valore di indicazione (IW - indication weight) e di preferenza ambientale (HV - habitat value). Il valore di indicazione varia da 1 (specie euritopiche) a 5 (specie stenotopiche) ed identifica le specie sensibili come quelle che presentano tale valore maggiore o uguale a 3. Anche il valore relativo alla preferenza ambientale

varia tra 1, indicante specie tipiche delle acque correnti, e 5 indicante specie tipiche dei corpi idrici temporanei. L'indice OHI, che viene calcolato per ciascun sito all'interno del tratto, ne esprime le condizioni di connessione rispetto al canale principale, le caratteristiche idrologiche ed il suo grado di terrestrializzazione. I valori sono compresi tra 1, che indica una comunità di Odonati tipica delle acque correnti, e quindi una completa connessione idrologica con il corso d'acqua, a 5, che indica invece una comunità caratteristica di acque stagnanti, disconnessa idrologicamente dal corso d'acqua. L'equazione per calcolarlo è la seguente:

$$OHI = \Sigma(HV*A*IW) / \Sigma(A*IW) \quad (1)$$

dove HV sta per habitat value – valore di preferenza ambientale, IW per indication weight – valore di indicazione ed A è l'abbondanza delle singole specie, espressa con cinque classi di abbondanza con valori crescenti da 1 a 5. Il range dell'indice OHI, che si calcola come differenza tra il valore massimo e quello minimo registrati nel tratto, indica invece la diversità di ambienti utilizzati da parte degli Odonati; maggiore è il suo valore, maggiore è la diversità ambientale presente all'interno del tratto e la continuità ecologica tra il corso d'acqua e la fascia perifluviale. Il rilevamento sul campo degli Odonati è stato effettuato utilizzando tre metodologie: osservazione e/o cattura di esemplari adulti, raccolta delle larve e delle exuviae. La scelta di applicare queste tre metodologie si basa sul fatto che recenti studi hanno dimostrato che la raccolta di larve/exuviae e la raccolta degli adulti danno risposte diverse e che la raccolta di larve/exuviae è la metodologia più indicata per caratterizzare un singolo specchio d'acqua (*Giugliano et al.,* 2012). Le tre metodologie sono state applicate in ognuno dei quattro siti individuati all'interno di ogni tratto di studio. Tali siti sono stati scelti come rappresentativi delle diverse tipologie di corpi idrici e comprendono sia quelli lotici (canali principali ed eventualmente secondari) che, dove presenti, quelli lentici, come pozze e stagni in piana inondabile. Ciascun sito è stato visitato quattro volte nel periodo compreso tra maggio ed ottobre 2011, dedicando nel corso di ogni visita mezz'ora di tempo all'applicazione di ognuna delle metodologie sopra indicate.

2.2 L'Indice di Qualità Morfologica – IQM

I valori del sistema di valutazione basato sugli Odonati sono stati confrontati con quelli ottenuti nei medesimi tratti di studio utilizzando l'IQM, recentemente sviluppato a livello nazionale in applicazione della WFD per valutare lo stato morfologico dei corsi d'acqua. L'IQM è uno strumento che offre una valutazione sintetica delle condizioni morfologiche di un tratto fluviale, tenendo però conto di tutte le principali variabili che riguardano la morfologia ed i processi fluviali, e che opera a diverse scale spazio-temporali. I 28 indicatori che concorrono a definire l'IQM appartengono a tre distinte categorie, indicatori di funzionalità geomorfologica, di artificialità e delle variazioni morfologiche e vengono valutati attraverso l'impiego integrato di analisi G.I.S. da immagini telerilevate e di specifici rilevamenti sul terreno (*Rinaldi et al.,* 2011). In aggiunta al valore complessivo dell'IQM, compreso tra 1, indicante assenza di alterazioni morfologiche, e 0, che indica una completa alterazione, si possono calcolare una serie di sub-indici relativi a specifici aspetti quali ad esempio la continuità longitudinale e laterale dei processi fluviali, la funzionalità, l'artificialità e la vegetazione.

2.3 Casi di studio

I casi di studio analizzati nella presente ricerca sono sei corsi d'acqua di origine alpina, tre dei quali hanno origine nelle Alpi Orientali (Adige, Brenta e Tagliamento), mentre i rimanenti nelle Alpi Centro-Occidentali (Chiese, Sesia e Stura di Demonte). Nel corso del 2011 le indagini si sono concentrate sui fiumi delle Alpi Orientali mentre sono tuttora in corso di svolgimento le indagini riguardanti gli altri tre fiumi. Le motivazioni per la scelta di questi corsi d'acqua si basano sul fatto di coprire un'ampia distribuzione geografica, di testare una diversità di configurazioni morfologiche sia tra i diversi fiumi che lungo il corso degli stessi, e di valutare diverse condizioni di impatto antropico. Per ciascun corso d'acqua, sono stati scelti 3 tratti localizzati in diversi contesti fisiografici: segmento intravallivo, di alta e di bassa pianura (tabella 1).

FIUME	CONTESTO FISIOGRAFICO	TRATTO	QUOTA MEDIA TRATTO (m.s.l.m.)	MORFOLOGIA ALVEO	LARGHEZZA MEDIA ALVEO (m)	SEDIMENTI ALVEO
Adige	Intravallivo	Borghetto	126	Sinuoso	86	Ghiaia
Adige	Alta pianura	Verona	66	Meandriforme	90	Ghiaia
Adige	Bassa pianura	Legnago	21	Sinuoso	165	Sabbia
Brenta	Intravallivo	Grigno	253	Sinuoso	60	Ghiaia
Brenta	Alta pianura	Tezze	51	C. intrecciati	306	Ghiaia
Brenta	Bassa pianura	Curtarolo	17	Meandriforme	53	Sabbia
Tagliamento	Intravallivo	Cavazzo	275	C. intrecciati	426	Ghiaia
Tagliamento	Alta pianura	Carpacco	110	C. intrecciati	1109	Ghiaia
Tagliamento	Bassa pianura	Latisana	6	Meandriforme	78	Sabbia

Tabella 1 - Principali caratteristiche morfologiche dei tratti di studio.

I tratti sono stati scelti in quanto rappresentativi del segmento fluviale per la configurazione morfologica, l'impatto antropico e conseguentemente, la qualità attesa, escludendo quelli strettamente montani, oltre i 900-1.000 metri di quota, poiché, per loro stessa natura, caratterizzati da comunità di Odonati estremamente povere o assenti.

3. Risultati

I risultati preliminari dei nove tratti di studio esaminati nel corso del 2011 vengono di seguito presentati e discussi. I dati relativi agli Odonati fanno riferimento solo agli adulti, poiché la determinazione delle larve e delle exuviae non è stata ancora completata. I risultati sono riassunti nella tabella 2.

FIUME	TRATTO	SPECIE (n)	SPECIE SENSIBILI (n)	OHI (media)	OHI (range)	ODONATI (classe)	IQM (valore)	IQM (classe)
Adige	Borghetto	6	1	3,77	1,25	IV	0,62	III
Adige	Verona	0	0	0	0	V	0,47	IV
Adige	Legnago	7	1	1,79	1,86	III	0,61	III
Brenta	Grigno	8	3	3,28	0,14	III	0,69	III
Brenta	Tezze	14	3	2,74	1,63	II	0,63	III
Brenta	Curtarolo	11	3	2,19	0,76	III	0,74	II
Tagliamento	Cavazzo	1	0	3	0	V	0,81	II
Tagliamento	Carpacco	17	8	1,88	1,69	I	0,85	I
Tagliamento	Latisana	14	6	2,05	1,31	II	0,75	II

Tabella 2 - Valori del sistema di valutazione basato sugli Odonati e dell'IQM relativi ai 9 tratti di studio.

Come si può osservare nella tabella 2, i tratti che si trovano nelle migliori condizioni ecologiche e che presentano il maggior numero di specie e di specie sensibili sono localizzati lungo il fiume Tagliamento, con l'eccezione di un unico tratto (Cavazzo) in cui è stata registrata una sola specie riproduttiva. I valori più bassi in termini di numero di specie e di specie sensibili sono stati registrati nei tratti del fiume Adige, mentre i tratti esaminati lungo il fiume Brenta presentano valori intermedi. Al contrario, per quanto riguarda i valori medi dell'indice OHI, i tratti localizzati sui fiumi Brenta ed Adige, con l'eccezione di Legnago, mostrano i valori più elevati. In questo caso però il valore elevato di questo parametro indica la prevalenza di comunità di Odonati legate alle acque stagnanti e dunque una condizione di forte disconnessione idrologica tra il corso d'acqua e le aree perifluviali. Il range dei valori dell'indice OHI presenta invece i valori più bassi in due tratti del fiume Brenta (Grigno e Curtarolo). Confrontando i valori ottenuti utilizzando gli Odonati con quelli derivanti dall'applicazione dell'IQM si osserva una corrispondenza diretta in quattro tratti, mentre in tre tratti il valore relativo agli Odonati è di una classe inferiore a quello dell'IQM, con la situazione

inversa presente in solo un tratto (Tezze). In una sola situazione, nel tratto di Cavazzo, i due valori non sono risultati appartenere a classi contigue, poiché si registra un buono stato morfologico ed un pessimo stato ecologico.

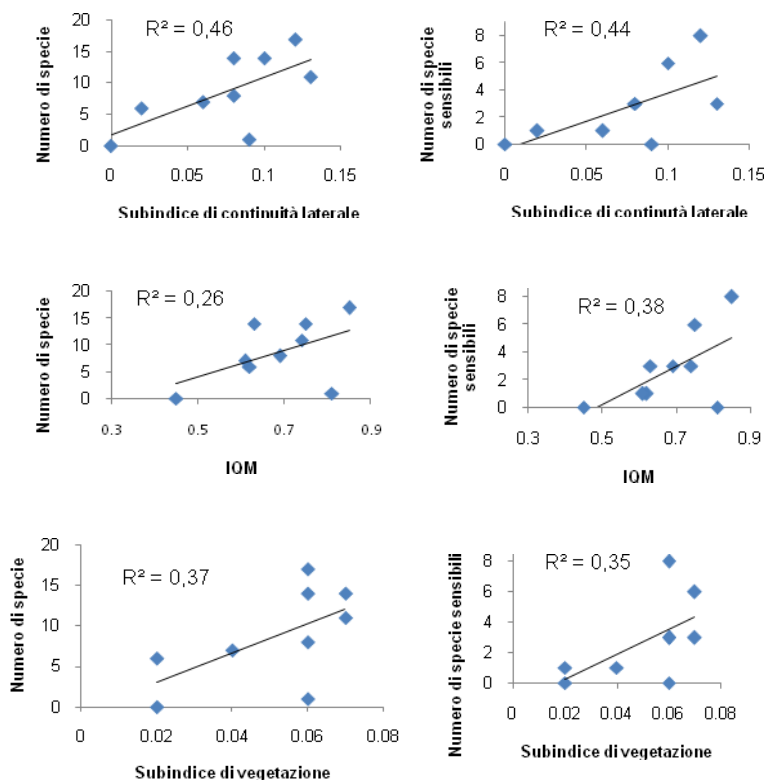



Figura 1 - Relazioni tra IQM, sub-indice di continuità laterale, sub-indice di vegetazione ed il numero di specie di Odonati ed il numero di specie sensibili.

Analizzando le relazioni tra l'IQM ed i suoi sub-indici ed il numero totale di specie di Odonati e di specie sensibili si possono apprezzare delle correlazioni significative, in particolar modo per quanto riguarda il sub-indice di continuità laterale ed il numero di specie ed il numero di specie sensibili

(Figura 1). Ulteriori relazioni significative risultano essere quelle tra l'IQM ed il numero di specie sensibili e tra il sub-indice di vegetazione ed il numero totale di specie. Va comunque sottolineato che tutte queste relazioni sarebbero ancor più significative se non si considerassero i valori del tratto di Cavazzo C., che si comporta come outlier, presentando valori elevati per quanto riguarda i parametri morfologici e molto bassi per quelli ecologici.

4. Discussione e conclusioni

I risultati preliminari della presente ricerca indicano come gli Odonati possano offrire una valutazione complessiva delle condizioni ecologiche del corridoio fluviale nella maggior parte delle condizioni morfologiche di corsi d'acqua alluvionali e di impatto umano. Attraverso l'utilizzo del sistema di valutazione basato sugli Odonati si possono evidenziare alcune caratteristiche ambientali a livello sia di tratto che di sito, come la connessione rispetto al canale principale, le caratteristiche idrologiche ed il grado di terrestrializzazione. Ad esempio gli alti valori dell'indice OHI che si registrano nel tratto dell'Adige di Borghetto, indicano come le comunità di Odonati si concentrino nelle poche backwaters presenti, caratterizzate da una netta disconnessione idrologica rispetto al corso d'acqua. I bassi valori del range dell'OHI, registrati nel medesimo tratto, così come sul Brenta nei tratti di Grigno e Curtarolo indicano invece che le comunità di Odonati sono poco differenziate tra loro, a causa di una serie di alterazioni morfologiche che provocano una semplificazione ed una banalizzazione dell'ambiente fisico circostante e dunque una diminuzione degli habitat utilizzabili da parte degli Odonati.

Dalle prime analisi si evidenzia inoltre una buona corrispondenza dei risultati dei due sistemi di valutazione, Odonati ed IQM, a supporto dell'ipotesi di partenza, ossia che gli Odonati possano rappresentare un valido bioindicatore dell'intero corridoio fluviale. È significativa però la discordanza tra i due indici riscontrata nel tratto di Cavazzo, localizzato lungo il Tagliamento. Tale discordanza è da attribuirsi al fatto che in questo tratto con morfologia a canali intrecciati, è presente un solo sito idoneo al ciclo di vita degli Odonati,

in cui è stata rinvenuta solamente una specie riproduttiva. Per tale motivo il valore dell'indice ecologico è così basso, andando ampiamente a sottostimare le condizioni di un tratto che, come indicato dal valore dell'IQM, risulta in condizioni di buona qualità morfologica. Una situazione di questo tipo mette quindi in evidenza eventuali limiti nell'applicabilità di questo sistema di valutazione in tratti fluviali, nel caso specifico con un alveo a canali intrecciati estremamente dinamico, in cui il popolamento degli Odonati sia di per sé stesso molto povero e come possa risultare fondamentale l'utilizzo di almeno due tipologie di bioindicatori per avere un'informazione più completa sulle condizioni ecologiche di un corpo idrico (*Smith et al.*, 2007; *Simaika & Samways*, 2011).
L'utilizzo degli Odonati come bioindicatori dello stato ecologico dei corsi d'acqua può inoltre rivelarsi un utile strumento nella fase di monitoraggio degli interventi di riqualificazione, poiché si è osservato come la ricchezza di specie ed il numero di specie sensibili siano ben correlati all'integrità della continuità laterale del corridoio fluviale. Visto che proprio questo è uno degli obiettivi generalmente perseguiti nell'esecuzione degli interventi di riqualificazione fluviale e grazie al fatto che gli Odonati possono colonizzare con rapidità ambienti di nuova formazione (*Chovanec & Waringer*, 2001; *Corbet*, 2004) un'applicazione post-intervento di questo sistema di valutazione dovrebbe evidenziare una prima serie di indicazioni riguardo al successo o meno delle azioni realizzate, attraverso le modifiche registrate nella composizione delle comunità di Odonati.

Bibliografia

Castella E. (1987). *Larval Odonata distribution as a describer of fluvial ecosystems: the Rhone and Ain rivers, France.* Advances in Odonatology, 3: 23-40.

Chovanec A. & Waringer J. (2001). *Ecological integrity of river – floodplain systems assessment by dragonflies surveys (Insecta: Odonata).* Regulated rivers: research and management, 17: 493-507.

Clark T.E. & Samways M.J. (1996). *Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa.* Journal of Applied Ecology,

33: 1001-1012.

Corbet P.S. (2004). *Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata.* Harley Books, Colchester, 829 pp.

Commissione Europea (2000). *Direttiva 2000/60/CE del 23/10/00 - "Istituzione di un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque".* Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee. L. n° 327 del 22 dicembre 2000, 73 pp.

Giugliano L., Hardersen S. & Santini G. (2012). *Odonata communities in retrodunal ponds: a comparison of sampling methods.* International Journal of Odonatology, 15(1): 13-23.

Rinaldi M., Surian N., Comiti F. & Bussettini M. (2011). *Manuale tecnico - operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua - Versione 1.* Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Roma, 232 pp.

Simaika J.P. & Samways M.J. (2011). *Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets.* Ecological Indicators, 11: 370-378.

Simaika J.P. & Samways M.J. (2009). *An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality.* Biodiversity and Conservation, 18: 1171-1185.

Smith J., Samways M. & Taylor S. (2007). *Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators.* Biodiversity Conservation, 16: 2695-2713.

Caratterizzazione idromorfologica ed ecologica del bacino del fiume Foglia a supporto di interventi per la riqualificazione e la mitigazione del rischio idraulico

Vincenzo Maria Di Agostino – Università di Urbino, Elisa Morri – Università di Urbino, Riccardo Santolini – Università di Urbino, Sauro Teodori – Università di Urbino

Sommario

Lo studio presentato riguarda la caratterizzazione eco-idro-morfologica su base multiscalare del bacino del fiume Foglia (Marche settentrionali). L'approccio metodologico, in una visione pluridimensionale del bacino idrografico, ha permesso di valutare la complessità strutturale e funzionale del corso d'acqua principale e delle relazioni di interdipendenza con gli ambienti limitrofi. Le condizioni idromorfologiche del bacino sono state valutate applicando, per la prima volta nelle Marche ad un'intera asta fluviale, il sistema di valutazione idromorfologica, analisi e monitoraggio dei corsi d'acqua IDRAIM, relativamente al quale il gruppo di lavoro era stato coinvolto nella fase nazionale di test per la messa a punto della versione definitiva. Inoltre, le indagini ecologiche hanno valutato la qualità dell'ecosistema fluviale attraverso l'utilizzo dell'Indice di Funzionalità Fluviale utile all'individuazione di tratti degradati e/o fortemente alterati, con l'obiettivo di recuperare la sua integrità ecologica. Gli indici IFF e IQM (Indice di Qualità Morfologica) derivato dall'IDRAIM vengono correlati con l'obiettivo di verificare la corrispondenza o la non conformità tra i giudizi associati ai singoli tratti derivanti dall'applicazione delle due metodologie.

L'analisi ambientale, in associazione con le indicazioni del Piano di Assetto Idrogeologico (PAI) della Regione Marche, ha permesso di identificare con maggior dettaglio i tratti rischio soggetti ad esondazione costituenti elementi di rischio idraulico. Viene presentato un esempio di riqualificazione e miglioramento idraulico per un tratto di fiume immediatamente a monte di un'area ad elevata criticità di esondazione che presenta un basso livello di qualità morfologica ed ecologica, al fine di consentire la mitigazione del rischio idraulico e il recupero della funzionalità fluviale.

1. Introduzione

Il bacino idrografico è l'unità base su cui sviluppare politiche di gestione ambientale coerentemente a quanto definito dalle direttive europee e dalle normative nazionali[1]. Qualsiasi azione esercitata sul bacino, infatti, ha un'influenza immediata sulla diversità del reticolo idrografico, che è estremamente variabile lungo il suo continuum, in sintonia con la dinamica delle caratteristiche geomorfologiche, idrologiche ed idrauliche, chimico-fisiche ed ecologiche. L'approccio pluridimensionale alle dinamiche, a scala di bacino, permette di ottenere una visione della complessità strutturale e funzionale del corso d'acqua e delle relazioni di interdipendenza con gli ambienti limitrofi. Questo permette di considerare tutte le componenti, a varie scale spaziali e temporali, ottenendo una valutazione integrata e complessiva della funzionalità ecologica. Lo studio si inserisce e integra le analisi preliminari all'interno del progetto *"Studio dei bacini idrografici nella Provincia di Pesaro-Urbino - Valorizzazione e Gestione del bacino idrografico del fiume Foglia" (Nesci et al., 2009)* che la Provincia di Pesaro-Urbino ha affidato al gruppo di ricerca dell'Università di Urbino. In questo studio vengono applicati alcuni indici già standardizzati ed utilizzati dalla comunità scientifica che permettono di analizzare e valutare le condizioni ecologiche e i processi idromorfologici, definendo l'attuale stato di funzionalità ecologica ed idromorfologica dell'area di studio. Attraverso lo studio integrato si è giunti all'individuazione di azioni utili ad indirizzare la pianificazione, la conservazione ambientale e la mitigazione del rischio idraulico per il recupero della funzionalità geomorfologica in stretto rapporto con la funzionalità ecologica. Le criticità relative al rischio idraulico vengono individuate sulla base di informazioni su eventi di piena, di foto aeree e con il rilevamento in alveo attivo. Sono state identificate alcune aree urbane o, comunque, occupate da immobili e attività di valore rilevante, per le quali le probabilità di esondazione, per eventi anche non eccezionali, risultano consistenti.

---

[1] Dir. 2000/60/CE, Dir. 2007/60/CE), D.Lgs. n. 152/2006, D. Lgs. n. 49/210, D.M. 131/2008.

2. Area di studio

Il Bacino idrografico del fiume Foglia è il più settentrionale delle Marche sviluppandosi per quasi tutta la sua estensione nella provincia di Pesaro-Urbino ad eccezione di due limitate porzioni tra cui l'area sorgiva (provincia di Arezzo). In territorio marchigiano il fiume attraversa tutta la provincia di Pesaro e Urbino con direzione prevalentemente SO-NE sviluppandosi per una lunghezza di circa 96 Km sfociando, presso la città di Pesaro, nel Mare Adriatico. La configurazione topografica del bacino è molto variabile comprendendo parte della catena appenninica ed arrivando fino alla zona costiera, caratterizzata da morfologie prettamente collinari, con un *range* altimetrico da 0 m s.l.m. a circa 1.100 m s.l.m.. L'assetto morfologico della valle del fiume Foglia è stato condizionato dalla costituzione geologica delle formazioni affioranti. Nel corso superiore del fiume, infatti, arenarie e marne hanno offerto una relativa resistenza agli agenti esogeni plasmando un paesaggio ad alta energia del rilievo e fortemente inciso da numerosi corsi d'acqua. Nel corso medio e inferiore, la prevalenza di argille e sabbie ha determinato un paesaggio collinare con media-bassa energia del rilievo.
I caratteri idrologici del fiume Foglia sono quelli tipici appenninici del versante adriatico a regime torrentizio, con portate di piena che ne compromettono la sicurezza e con carichi inquinanti e sottrazione di portate che ne alterano, in particolare nei periodi di magra, la funzionalità ecologica. Alla stazione idrometrica di Montecchio, posta a circa 15 km dalla foce, il Foglia registra portate medie annuali di circa 6,77 m^3/sec e portate di piena registrate di 805 m^3/sec, valore che rappresenta anche la portata di piena stimata con Tr=50 anni. Lungo tutto il corso del fiume Foglia insistono numerosi centri abitati con le relative aree artigianali ed industriali, a volte di notevole ampiezza, sviluppatesi nelle aree golenali e attualmente protette dalle esondazioni con arginature diffuse. Alla pressione del sistema insediativo corrisponde una situazione morfologica che presenta, in alcune aree distribuite lungo tutto il corso, significative criticità idrauliche con sensibili riduzioni di alveo. Inoltre, la presenza della diga di Mercatale e le numerose briglie (27) realizzate lungo il corso, determinano un'anomala distribuzione dei sedimenti che genera, in alcuni tratti, fenomeni di

sovralluvionamento con aumento del rischio esondazione.
L'uso del suolo del bacino idrografico è caratterizzato per oltre il 50% da superfici agricole prevalentemente a seminativi e il 39% in aree forestali ed ambienti seminaturali, mentre la restante porzione del territorio è costituita prevalentemente da superfici artificiali che si sviluppano nella piana fluviale a ridosso delle rive con un'alta concentrazione di aree urbane, industrie ed infrastrutture.

3. Materiali e metodi

L'applicazione dell'Indice di Qualità Morfologico (*Rinaldi et al., 2011*) e l'analisi della funzionalità fluviale, utilizzate per la caratterizzazione del bacino, hanno permesso una lettura completa dei processi e della connettività del corso d'acqua con il territorio, giungendo a misurare il grado di alterazione delle forme e dei processi rispetto a condizioni di riferimento che si avrebbero in assenza di pressioni antropiche. La valutazione ecologica è stata eseguita mediante l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale-IFF (*Siligardi et al., 2007*) che consiste nella valutazione dello stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, intesa come risultato della sinergia e dell'integrazione di un'importante serie di fattori biotici e abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato. La sommatoria dei punteggi associati ad ogni componente dell'ecosistema preso in esame, esprime il giudizio di funzionalità ecologica associata ad ogni tratto fluviale permettendo di individuarne i fattori di criticità. Il corso principale del fiume Foglia è stato suddiviso in 113 tratti ritenuti omogenei per caratteristiche eco morfologiche a cui sono associati valori di funzionalità fluviale per la riva destra e sinistra tradotti in livelli di giudizio da "elevato" a "pessimo". La valutazione geomorfologica nel suo complesso è stata effettuata sia alla mesoscala, con lo studio delle idromorfologie in alveo attivo (*Tiberi et al., 2009*) sia a scala di bacino idrografico applicando la metodica IDRAIM. Questa metodologia permette di valutare la qualità morfologica di un corso d'acqua, ovvero il suo grado di alterazione rispetto a condizioni relativamente naturali, definendo un Indice di Qualità Morfologica (IQM) espresso in una

scala di giudizi da "elevato" a "pessimo" previsto come parametro dalla Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE). I processi idromorfologici sono stati analizzati e valutati, oltre allo stato attuale, anche sotto l'aspetto delle tendenze passate, dal cui confronto si sono delineate le modificazioni indotte dall'attività antropica. Sulla base delle caratteristiche geologiche e del profilo longitudinale sono state individuate le unità fisiografiche del bacino, a cui sono seguite ulteriori suddivisioni sulla base del grado di confinamento e della morfologia d'alveo, pertanto il corso d'acqua è stato suddiviso in 16 tratti morfologicamente omogenei. La suddivisione si è basata essenzialmente sulle discontinuità legate a significative variazioni di pendenza, a discontinuità idrologiche ed alla presenza di rilevanti opere artificiali.
Le osservazioni alla mesoscala hanno riguardato, in tratti campione, il rilevamento, la classificazione e la distribuzione delle idromorfologie, considerando i canali nel sistema integrato canale-fondovalle-versanti, individuando le condizioni morfodinamiche e le tendenze morfoevolutive.

4. Risultati

L'applicazione dell'Indice IFF ha permesso di evidenziare che quasi il 70% dei tratti analizzati hanno riportato un giudizio di funzionalità tra mediocre e scadente. Dall'analisi sono emersi alcuni elementi di criticità ovvero fattori il cui stato si allontana dalle condizioni di massima funzionalità (Figura 1).
Le maggiori criticità riscontrate per oltre il 50% dei tratti riguardano in particolare lo stato del territorio circostante il cui livello di antropizzazione ha numerose ripercussioni. Si determinano, infatti, incrementi degli apporti, puntiformi o diffusi di materiale organico e di nutrienti, nonché di inquinanti per ruscellamento superficiale e scorrimento ipodermico.
Altre criticità riscontrate sono relative alla modifica della composizione e struttura della vegetazione riparia, che offre un importante contributo nella capacità auto depurativa del corso d'acqua e di stabilizzazione delle sponde, alla diminuzione dell'efficienza di esondazione, all'erosione, soprattutto in riva destra e all'eutrofizzazione delle acque con conseguente alterazione della comunità macrobentonica.

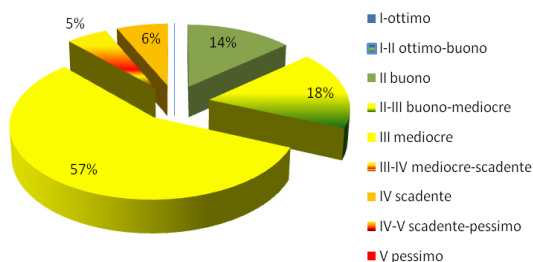



Figura 1 - Distribuzione dei giudizi dell’Indice di Funzionalità Fluviale per il fiume Foglia.

I risultati ottenuti dall’applicazione dell’Indice di Qualità Morfologica (IQM) hanno messo in luce numerose criticità del sistema fluviale imputabili principalmente all’antropizzazione del territorio. In tal senso i tratti fluviali con un IQM sufficiente o scadente hanno evidenziato, oltre ad un’eccessiva artificializzazione, forti alterazioni della funzionalità geomorfologica in relazione al substrato dell’alveo ed alla struttura della fascia vegetazionale perifluviale in senso trasversale e longitudinale confermando le criticità riscontrate con l’indice IFF. Altri elementi di disturbo che hanno creato lo scostamento rispetto allo stato di riferimento (situazione degli anni ’50), si possono individuare nella rimozione di ghiaia, nonché alla presenza della diga di Mercatale costituente un importante elemento idraulico che ha fortemente modificato il regime delle portate idriche, influendo anche sull’alterazione delle portate solide a livello di bacino. L’analisi ha evidenziato che solo il tratto iniziale T01 è risultato nella classe di qualità migliore (Figura 2). Sono risultati scadenti, invece, 3 tratti, di cui il T09 collocato in ambito collinare, mentre gli altri 2 sono dislocati nella pianura costiera giungendo fino alla foce. Due soli tratti sono risultati nella classe di qualità buona, T03 e T06, collocati rispettivamente nell’unità fisiografica montuosa e in quella collinare. Per la gran parte del corso e precisamente in 10 tratti su 16, ossia per una lunghezza di circa 58 Km pari a circa il 60%, il Foglia ha espresso una classe di qualità sufficiente. La dislocazione di questi ultimi è in tutte le unità fisiografiche, ad eccezione della pianura costiera che esprime i giudizi di qualità peggiori. La pianura prossimale risulta qualitativamente uniforme

esprimendo giudizi sufficienti nei tratti T12, T13 e T14.

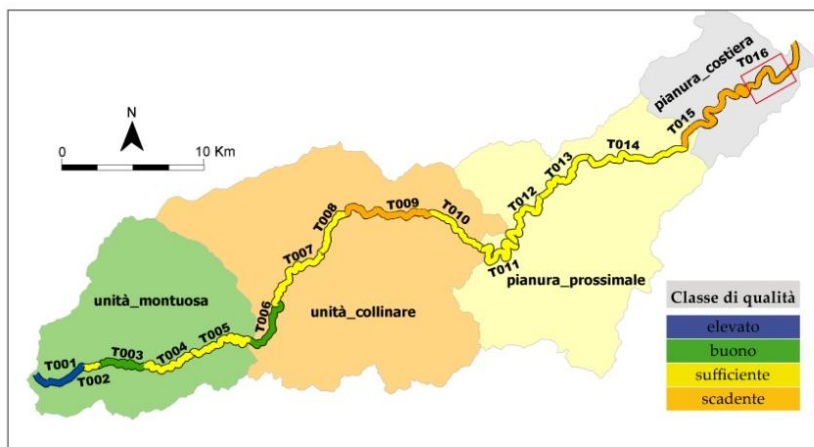



Figura 2 - Bacino idrografico del fiume Foglia con indicazione delle unità fisiografiche e distribuzione dei tratti con la valutazione IQM. Nel riquadro è evidenziata l'area presentata nella scheda di Fig.4.

La distribuzione delle classi di qualità si associa alla distribuzione dei centri abitati e delle zone artigianali ed industriali presenti diffusamente lungo le aree adiacenti al Foglia, con intensità crescente a partire dalla media valle. Attraverso la comparazione tra le foto aeree e le immagini telerilevate si sono valutate le variazioni laterali dell'alveo avvenute negli ultimi decenni.

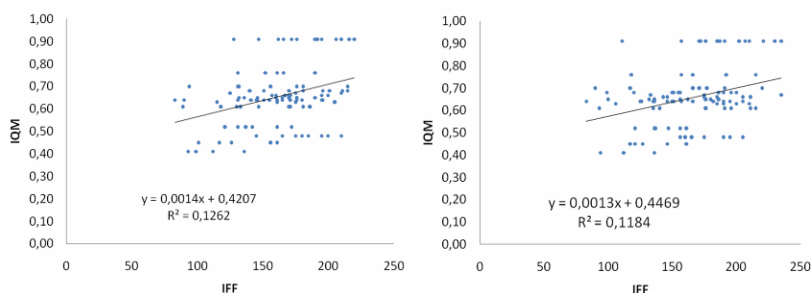



Figura 3 - Correlazione lineare tra l'indice IFF e IQM per la riva sinistra (sx) e la riva destra (dx).

Gli indici IFF e IQM sono stati confrontati con l'obiettivo di verificare la corrispondenza o la non conformità tra i giudizi associati ai singoli tratti derivanti dall'applicazione delle due metodologie. La correlazione lineare ha mostrato la significatività tra i due indici con un valore di p molto inferiore a 0,05.

VILLA FASTIGGI

UNITÀ FISIOGRAFICA: PIANURA COSTIERA

Confronto alveo '55 - attuale

L'alveo presentava una grande estensione laterale lungo tutto il tratto considerato.
Le aree esondabili erano marcatamente più ampie rispetto alla situazione attuale in cui il fiume è confinato in strette aree a ridosso di importanti siti produttivi.

Criticità

- artificializzazione del territorio circostante e dell'alveo;
- scarsa efficienza di esondazione ed erosione delle sponde;
- eutrofizzazione e alterazione della comunità macrobentonica.

Soluzioni

1. realizzazione di aree di laminazione naturale mediante riprofilatura dell'alveo ed eliminazione dell'arginature poste a monte di aree a rischio di esondazione elevato (PAI Regione Marche);
2. ampliamento del lago di meandro con ridefinizione dei profili e delle quote per l'utilizzo come bacino di espansione naturale. Aumento degli habitat funzionali alla fauna minore. Usi didattico-ricreativi in alcuni punti opportunamente attrezzati;
3. realizzazione di piccole aree umide per migliorare la qualità del sistema dal punto di vista ecologico mediante impianti di fitodepurazione. Creazione di habitat funzionali alla fauna minore con ampliamento della vegetazione ripariale.

Figura 4 - Esempio di intervento di riqualificazione ambientale e miglioramento idraulico con relative azioni proposte (Ortofoto 2000: Portale Cartografico Nazionale).

La stessa, risulta però bassa, cioè la variabilità di un indice spiega solo circa il 12% (R^2) della variazione dell'altro indice come indicato in figura 3.
Relativamente al rischio idraulico, le criticità emerse hanno evidenziato probabilità di esondazione del Foglia anche per eventi non eccezionali in diverse aree urbane o, comunque, occupate da immobili e attività di valore rilevante. Una delle aree critiche è rappresentata dalla città di Pesaro riconosciuta come area a rischio molto elevato dal PAI. In località Villa Fastiggi, situata subito a monte della città, si sono individuate alcune aree dove poter effettuare interventi di riqualificazione ambientale e miglioramento idraulico con il duplice scopo di mitigare il rischio di esondazione per la città e ripristinare la funzionalità ecologica e geomorfologica del Foglia (Figura 4).

5. Discussione

La metodologia applicata ha permesso di valutare la complessità strutturale e funzionale del corso d'acqua oggetto di studio, analizzando le maggiori criticità e individuando possibili interventi di riqualificazione ai fini della mitigazione del rischio esondazione e del ripristino della funzionalità degli ecosistemi. Il confronto tra i due indici utilizzati ha evidenziato come questi siano da ritenersi due strumenti complementari che forniscono informazioni differenti con una scala di dettaglio diversa e che dovrebbero essere applicati contemporaneamente ed in modo integrato al fine di supportare le analisi delle dinamiche morfologiche ed ecologiche.
Nell'esempio presentato, gli interventi di riqualificazione proposti permettono di raggiungere un miglioramento dei tratti considerati sia dal punto di ecologico che geomorfologico anche con finalità idrauliche. Infatti, la riduzione dell'artificialità (limitazione delle arginature e aumento della mobilità fluviale) ed il ripristino dell'equilibrio geomorfologico con l'individuazione di aree di laminazione naturale attraverso il completo recupero della connessione alveo-piana inondabile, favoriscono le comunità biologiche ed il miglioramento del regime idrico naturale. L'assetto progettuale proposto va in direzione di un miglioramento dello stato

ecologico dell'area con variazioni positive dell'IFF e IQM, nonché con la riduzione del rischio esondazione per le aree limitrofe e quelle situate a valle degli interventi proposti.

Bibliografia

Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussettini M. (2011). *Manuale tecnico–operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua.* Versione 1, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 232 pp.

Siligardi, M., Avolio, F., Baldaccini, G., Bernabei, S., Bucci, M.S., Cappelletti, C., Chierici, E., Ciutti, F., Floris, B., Franceschini, A., Mancini, L., Minciardi, M.R., Monauni, C., Negri, P., Pineschi, G., Pozzi, S., Rossi, G.L., Sansoni, G., Spaggiari, R., Tamburro, C., Zanetti, M. (2007). *I.F.F. 2007. Indice di Funzionalità Fluviale.* Manuale APAT/2007, pp. 325.

Tiberi V., Di Agostino V. M., Troiani F., Nesci O. & Savelli D. (2009). *Bedrock channel reaches morphology: examples from the Northern Marche Region (Italy).* GRA vol. 11, EGU2009-A-3432.

Nesci O., Savelli D., Santolini R., Tiberi V., Morri E., Di Agostino V. M., Moretti E., Troiani F., Sisti D., Savini C., Bertozzi S., Pizzorno C., (2009). *Valorizzazione e Gestione del bacino idrografico del fiume Foglia.* Provincia di Pesaro-Urbino (manoscritto inedito), pp.148.

Individuazione, sperimentazione e divulgazione di modalità di gestione più sostenibile dei corsi d'acqua in stretto rapporto con il mondo agricolo

Giustino Mezzalira – Veneto Agricoltura, Lorenzo Furlan – Veneto Agricoltura, Cristina Dalla Valle – Veneto Agricoltura, Marco Monaci – CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale)

Sommario

Veneto Agricoltura, ente strumentale della Regione Veneto, ha ampliato il suo campo di azione dall'agricoltura-forestazione alla gestione delle acque, convinto della necessità di individuare, testare e diffondere modalità di gestione più sostenibili dei corsi d'acqua, dando vita ad un'intensa attività di divulgazione e sperimentazione in campo illustrata nella presente memoria.

1. Introduzione

Veneto Agricoltura è l'Azienda della Regione Veneto che "promuove e realizza interventi per l'ammodernamento delle strutture agricole, per la protezione del suolo agroforestale e per la migliore utilizzazione della superficie agraria con particolare riferimento alle attività di ricerca e sperimentazione nei settori agricolo, forestale…". Nel corso degli anni l'Ente ha ampliato il suo campo di azione anche alla gestione delle acque, convinto della necessità di individuare, testare e diffondere modalità di gestione più sostenibili dei corsi d'acqua in stretto rapporto con il mondo agricolo e con gli Enti deputati alla gestione dei corpi idrici, in primis i Consorzi di bonifica. L'intensa attività di divulgazione e sperimentazione che è stata messa in campo per sviluppare tale strategia di innovazione, ha portato a realizzare numerose attività di tipo tecnico-culturale ma anche applicativo:

- collaborazione alla stesura delle "Linee guida di natura ambientale per gli interventi consortili" della Regione Veneto;
- pubblicazione del "Manuale per la gestione ambientale dei corsi d'acqua a

supporto dei Consorzi di bonifica";
- avvio della creazione, all'interno delle Aziende agricole in gestione, di una rete di moduli dimostrativi relativi agli interventi di gestione ambientale illustrati nel Manuale;
- realizzazione del primo modulo dimostrativo di riqualificazione ambientale lungo il Canale Carmason;
- realizzazione di giornate dimostrative dedicate alla gestione ambientale dei canali e della loro vegetazione.

2. Linee guida di natura ambientale per gli interventi consortili della Regione Veneto

Con Deliberazione della giunta regionale n. 3357 del 10 novembre 2009 la Regione Veneto ha emanato le "Linee guida di natura ambientale per gli interventi consortili" (Allegato G), alla cui stesura ha collaborato Veneto Agricoltura, le quali forniscono indicazioni ai Consorzi in merito alle pratiche progettuali e gestionali innovative che dovranno seguire per la riqualificazione ambientale multiobiettivo dei canali di bonifica: si tratta di un documento di importanza strategica perché indica la riqualificazione ambientale dei canali come strumento per risolvere i problemi di rischio idraulico, di qualità dell'acqua, di dissesto spondale, ecc., oltre che per il miglioramento dell'ecosistema di pianura.

3. Manuale per la gestione ambientale dei corsi d'acqua a supporto dei Consorzi di bonifica

Il manuale[1] è stato realizzato da Veneto Agricoltura in collaborazione con il CIRF e l'Unione Veneta Bonifiche nell'ambito di un accordo di collaborazione stipulato con la Regione Veneto. Esso fornisce indicazioni tecniche per la progettazione, realizzazione e manutenzione dei più importanti interventi di

---

1 Il manuale può essere scaricato gratuitamente dal sito www.venetoagricoltura.org/basic.php?ID=3394

riqualificazione ambientale dei canali citati nelle "Linee guida" regionali indicate più sopra (il cui approccio, riassunto nei paragrafi seguenti, prende spunto, tra gli altri, dai lavori di Agapito L.A. *et al.*, 2006; Baldo G. *et al.*, 2003; Bischetti G.B. *et al.;* 2008, CIRF, 2006; Monaci M. *et al.*, 2006.

3.1 Gestione del rischio idraulico

Il Manuale riconosce che in molti casi è utile e necessario risolvere le situazioni di rischio idraulico attraverso progetti di gestione ambientale dei canali: secondo tale filosofia, scopo degli interventi dovrebbe essere quello di "rallentare le acque" durante gli eventi di piena mentre attraversano il territorio rurale, così da aumentare la capacità di laminazione da parte di canali e di zone poco urbanizzate, per evitare pericolose esondazioni nelle zone poste a valle e individuate come siti da proteggere, ad esempio attraverso la realizzazione di ampliamenti di tipo naturaliforme dei canali, come quello descritto in Figura 1.

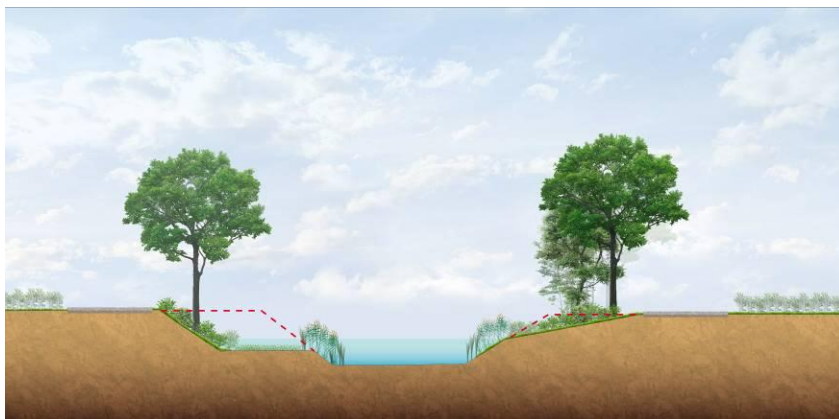



Figura 1 – Allargamento di sezione a due stadi: la sponda (indicata dalla linea tratteggiata) viene sbancata e arretrata, così da permettere la messa a dimora di specie vegetali nella golena che si viene a creare (Immagine: Veneto Agricoltura).

3.2 Controllo del dissesto spondale

Per risolvere o mitigare il problema del dissesto spondale dei canali sono possibili due strategie alternative. Una prima, più radicale, prevede di non realizzare alcun intervento di consolidamento delle sponde, ma piuttosto di

definire una fascia di mobilità ove consentire una certa evoluzione planimetrica dell'alveo e la conseguente erosione delle sponde, seppur limitata in virtù dell'origine generalmente artificiale del canale (scavato storicamente *ex novo*) e delle necessità di gestione di un alveo in genere regolato da opere idrauliche. La seconda strategia, più convenzionale ma comunque innovativa se applicata ai canali, prevede la definizione di un assetto progettuale in cui l'alveo è statico e la stabilità delle sponde è affidata all'insediamento su di esse di vegetazione arbustiva e arborea, eventualmente anche mediante una diminuzione di pendenza della sponda, come mostrato in Figura 2. In talune situazioni più sfavorevoli può essere consigliabile utilizzare le tecniche dell'ingegneria naturalistica "viva" come utile strumento di supporto, per ottenere comunque una certa diversificazione ambientale del canale, seppur limitata rispetto a un intervento di riqualificazione morfologica.

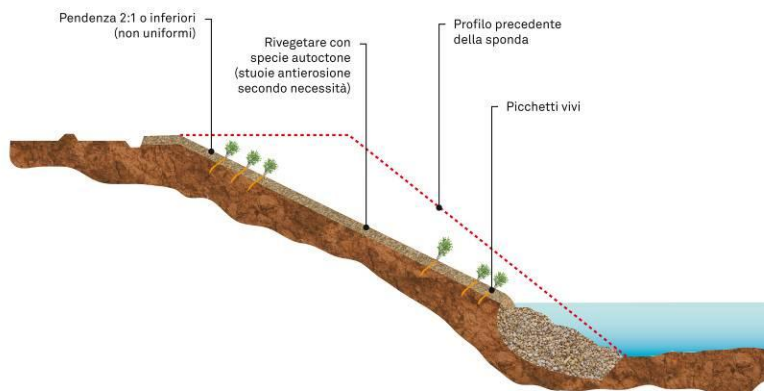



Figura 2 – Risagomatura e rivegetazione delle sponde (Immagine: Veneto Agricoltura).

3.3 Miglioramento della qualità dell'acqua

Una strategia utile per il miglioramento della qualità delle acque dei canali richiede di integrare i classici interventi alla fonte (depurazione degli inquinanti immessi in modo puntuale), con azioni volte al recupero della

capacità autodepurativa dei canali e del territorio, che possono generare benefici anche nei confronti della biodiversità e del paesaggio. Esistono una molteplicità di azioni che permettono il recupero della capacità depurativa dei canali e delle fasce limitrofe, tra cui si segnala in particolare: controllo dell’inquinamento diffuso mediante l’utilizzo di fasce tampone boscate; interventi di riqualificazione morfologica; creazione di zone umide in alveo (come quella mostrata in Figura 3) e fuori alveo; gestione conservativa della vegetazione acquatica.

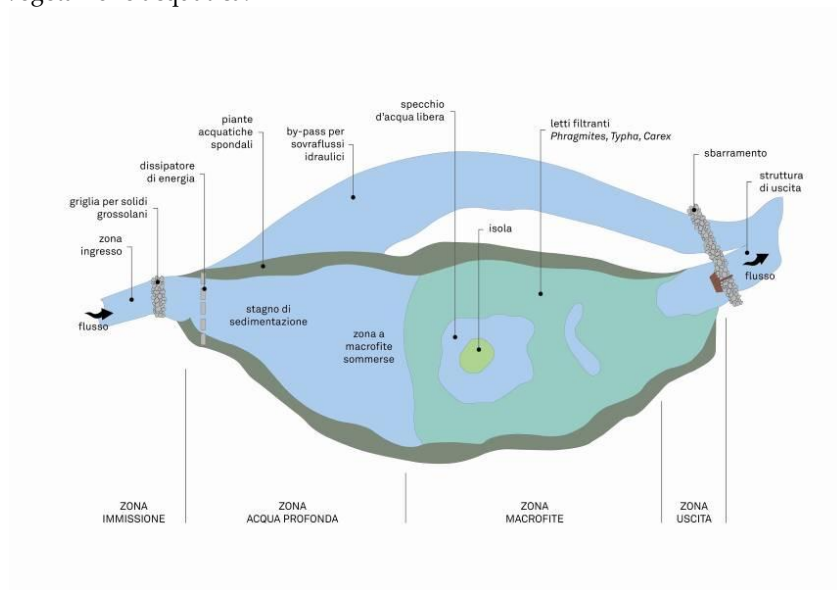



Figura 3 – Schema costruttivo di una zona umida in alveo (Immagine: Veneto Agricoltura).

3.4 Forestazione delle aree riparie e golenali

I canali sono stati storicamente costruiti a sezione regolare e andamento rettilineo, interrotti con frequenza da opere di regolazione delle portate e gestiti in modo da evitare lo sviluppo di dinamiche evolutive morfologiche, ecologiche e legate alla proliferazione della vegetazione in alveo o sulle rive. Progressivamente il processo ha determinato la semplificazione e il degrado dell’ambiente di pianura, che mantiene tuttavia le potenzialità per un significativo incremento della sua naturalità grazie proprio alla presenza del

fitto intreccio di canali che attraversano e interconnettono la pianura, a formare la struttura di una potenziale rete ecologica. Perché queste potenzialità possano essere espresse, oltre agli interventi multi obiettivo descritti nel Manuale, la forestazione delle rive diventa una scelta essenziale e, per tener conto delle esigenze di gestione del canale, può essere prevista sul ciglio di sponda (come mostrato in Figura 4), esternamente alla pista di manutenzione e nelle aree golenali appositamente ricreate.

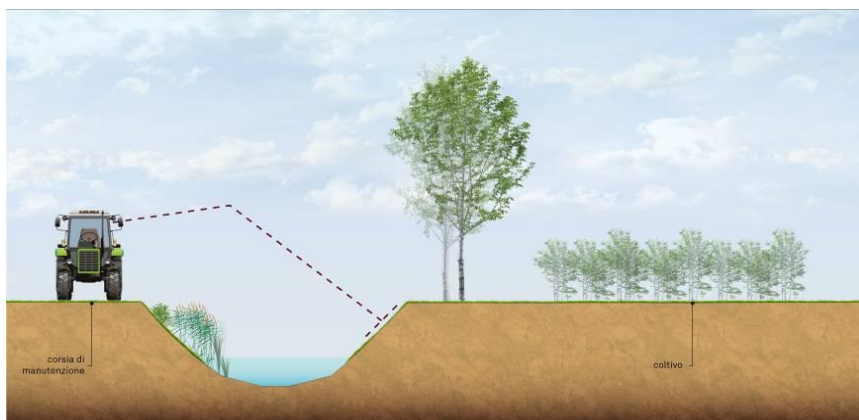



Figura 4 – Fascia arboreo-arbustiva posta sul ciglio di sponda su un solo lato di un canale o un capofosso; la manutenzione dell'alveo è eseguita dalla sponda opposta se la larghezza del canale lo consente, mentre quella della fascia boscata è operata dalla carreggiata presente sullo stesso lato della siepe (Immagine: Veneto Agricoltura).

3.5 Gestione sostenibile della vegetazione acquatica e spondale

Lo sviluppo eccessivo della vegetazione acquatica lungo i canali può ridurre la loro funzionalità idraulica e portare all'esondazione delle acque in caso di eventi meteorici intensi; i Consorzi eseguono pertanto frequenti interventi di manutenzione della vegetazione allo scopo di evitarne la proliferazione e impedire così l'allagamento delle aree prospicienti i canali. L'attuale presa di coscienza in merito all'importanza ecologica della vegetazione in alveo ha però iniziato a modificare tale approccio e ha portato allo sviluppo di prassi di manutenzione più attente alla conservazione dell'ecosistema acquatico, basate su modalità di taglio più conservative della vegetazione acquatica o sull'uso

dell'ombreggiamento come tecnica alternativa per il suo controllo. Numerose esperienze hanno infatti mostrato come in molti casi sia possibile, in condizioni di basso rischio idraulico, ottenere un consistente abbassamento del livello idrico e una conseguente diminuzione del rischio di esondazione senza effettuare un taglio completo della vegetazione presente in alveo e lungo le sponde, limitandosi a sfalciarne solo una porzione più o meno larga in funzione delle diverse situazioni (come mostrato in Figura 5).

Figura 5 – Canale di corrente centrale creato mediante sfalcio parziale della vegetazione palustre (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

4. Rete di moduli dimostrativi all'interno delle Aziende agricole in gestione a Veneto Agricoltura

Con l'uscita del Manuale, Veneto Agricoltura ha dato avvio alla creazione, all'interno delle Aziende agricole in gestione e distribuite in tutta la Regione

Veneto, di una rete di moduli dimostrativi relativi agli interventi di gestione ambientale illustrati nella pubblicazione. I moduli dimostrativi, che potranno essere visitati nel corso degli anni nell'ambito del concetto di azienda aperta–protocolli aperti, avranno lo scopo di: mettere a punto e sperimentare pratiche progettuali, realizzative e gestionali relative a interventi di riqualificazione ambientale dei canali; monitorare gli effetti di tali interventi; studiare le modalità di evoluzione delle azioni realizzate.

5. Intervento sperimentale di riqualificazione ambientale del Canale Carmason

Il primo impianto dimostrativo della rete citata al paragrafo precedente è stato realizzato nella primavera 2011 lungo il Canale Carmason, all'interno dell'Azienda agricola Diana (Mogliano Veneto - TV). L'intervento è stato finalizzato a sperimentare tecniche di forestazione delle rive e della relativa gestione integrata idraulico-ambientale-forestale e ha previsto la messa a dimora di una formazione arboreo/arbustiva monofilare, suddivisa in 6 diverse tipologie compositivo-strutturali (3 moduli produttivi e 3 naturalistici) della lunghezza di 100m ciascuno, associate a 4 diverse prove di materiali pacciamanti sperimentali biodegradabili: teli di fibre derivanti da fiocco di acido poliattico (PLA) da 200 e da 150 g/m^2 ; telo e quadrotte di fibre di juta rispettivamente da 600 e da 800 g/m^2.
Le scelte progettuali hanno tenuto conto dell'orientamento del Canale; della viabilità aziendale; dei vincoli e delle servitù idriche ed elettriche: si è quindi optato di posizionare i moduli sperimentali lungo il lato sud per esaltare la funzione di ombreggiamento del canale e la possibilità di consentire al Consorzio di Bonifica di effettuare le manutenzioni dalla sponda opposta.
I 3 moduli produttivi (Figura 6), che prevedono la regolare alternanza di una specie arborea che sarà governata a ceduo (per la produzione di biomassa da energia) e un arbusto, corrispondono ad altrettanti turni di taglio (5, 7 e 12 anni) con l'obiettivo di testare anche specie arboree autoctone a più lento accrescimento rispetto a quelle tradizionalmente impiegate. Nei 3 moduli naturalistici, lineare (con e senza alberelli) o a gruppi, si è optato di piantare

gli arbusti ravvicinati, in modo da favorire il rapido contatto tra le chiome e di mantenere invece gli alberelli molto distanziati tra loro per favorire lo sviluppo della vegetazione erbacea, impiegando specie produttrici di fiori, bacche e piccoli frutti ed in grado di fornire una copertura bassa e fitta.

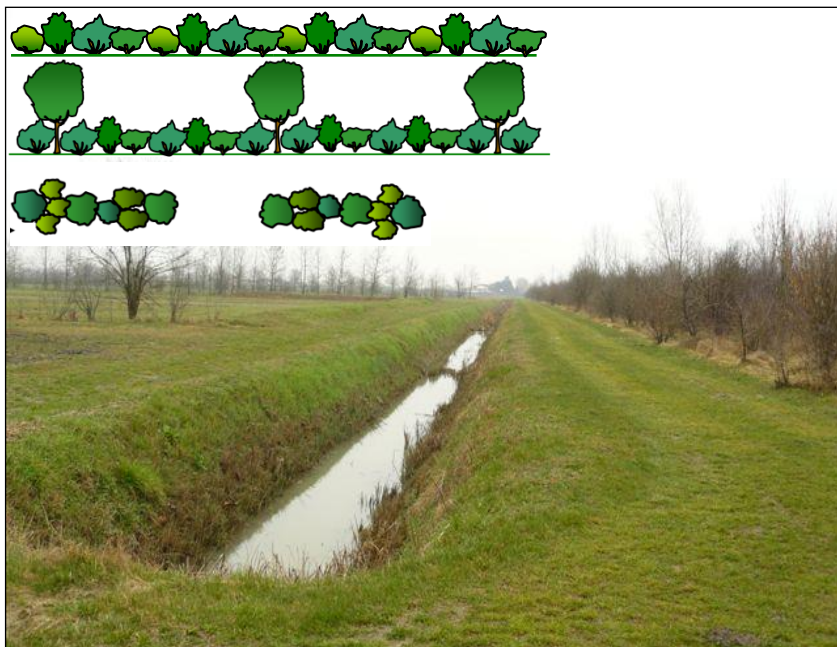



Figura 6 – Il Canale Carmason prima dell'intervento e, in alto, i tre modelli naturalistici lineari (con e senza alberelli) e a gruppi utilizzati per la forestazione delle rive del canale (Foto: Veneto Agricoltura).

6. Giornate dimostrative dedicate alla gestione meccanizzata dei canali

La manutenzione dei canali è usualmente finalizzata al ripristino o conservazione dell'efficienza idraulica; oggi sono disponibili attrezzature e tecniche di intervento che permettono di conciliare una gestione ecologicamente compatibile della vegetazione lungo le rive dei canali, la manutenzione della sezione di alveo e la minimizzazione dell'impatto

ambientale. Veneto Agricoltura, al fine di diffondere queste nuove tecniche di manutenzione, organizza ogni anno giornate dimostrative (le ultime in ottobre 2009, 2010, 2011) dedicate alla dimostrazione in campo di macchine specializzate nella gestione meccanizzata e a basso impatto della biomassa erbacea e legnosa dei canali.

Bibliografia

Agapito Ludovici A., Cremascoli F., Fanfani E., Pirovano S. , Sozzi P. (2006). *La gestione naturalistica del reticolo idrico di pianura*. WWF Italia, Consorzio di bonifica Muzza Bassa Lodigiana

Baldo G., Monaci M., Boz B., Romagnolli F. (2003). *I canali di bonifica e i corsi d'acqua delle Province di Modena e Bologna - Progetto Life Econet*. CIRF, Regione Emilia Romagna. www.cirf.org

Bischetti G.B., Chiaradia E.A., Conti M., Di Fidio M., Morlotti E., Cremascoli F. (2008). *Linee guida per la Riqualificazione dei Canali Agricoli (LIRICA)*. Quaderni della ricerca, 92. Regione Lombardia http://www.agricoltura.regione.lombardia.it.

CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale) (2006). *La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Venezia.

Monaci M., Schipani I. (a cura di) (2010). *Buone pratiche per la progettazione e la gestione del reticolo idrografico minore naturale nell'ottica della riqualificazione fluviale*. CIRF. Provincia dell'Aquila. www.cirf.org.

SESSIONE 4

Riqualificazione fluviale e gestione del rischio idraulico

Piani integrati di bacino – le esperienze della Ripartizione Opere idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano – Alto Adige

Willigis Gallmetzer – Provincia Autonoma di Bolzano,
Rudolf Pollinger – Provincia Autonoma di Bolzano,
Andreas Zischg – Abenis Alpinexpert Bolzano

Sommario

In seguito all'emanazione delle direttive europee Acque (2000/60/CE) e "Alluvioni" (2007/60/CE) la Provincia di Bolzano ha stabilito, nel Piano generale di utilizzazione delle acque pubbliche, che per le aree fluviali e per i bacini montani, vengano adottati strumenti di pianificazione – i Piani integrati di bacino - in cui vengono definiti criteri gestionali mirati a conciliare la protezione dalle piene con altri settori specifici quali l'utilizzo del territorio, l'utilizzo delle risorse idriche e l'ecologia; la sintesi delle diverse istanze è possibile grazie ad un approccio interdisciplinare e coinvolgendo i diversi gruppi d'interesse, le amministrazioni locali ed i cittadini. Per la realizzazione di questi piani in Alto Adige viene utilizzato una metodologia standardizzata. Il primo Piano territoriale integrato, il "Piano di gestione del Basso Aurino" è stato elaborato nel 1999; a questo hanno fatto seguito altri cinque piani. Le esperienze maturate in questi anni hanno evidenziato come questi piani rappresentino un efficace strumento interdisciplinare per la pianificazione territoriale e la realizzazione d'interventi di sistemazione del territorio. I piani costituiscono infatti sia una parte integrante della gestione dei rischi naturali, sia una base per la realizzazione di interventi di rinaturalizzazione e valorizzazione ecologico-ricreativa dei corsi d'acqua. Il forte potenziale di questi piani consiste nella collaborazione costruttiva tra le amministrazioni, i vari gruppi d'interesse e la cittadinanza.

1. Introduzione

Le valli alpine e le aree di fondovalle rappresentano una risorsa naturale di grandissimo valore; la presenza di pericoli naturali e la crescente pressione urbanistica determinano un livello di rischio in costante aumento che si

riflette in esigenze sempre maggiori in termini di sicurezza di persone e beni. L'utilizzo delle risorse nel nostro territorio, in particolar modo dell'acqua, entra spesso in conflitto con altre istanze, come ad esempio la difesa dell'ambiente oppure la protezione dai pericoli naturali; i Piani integrati di bacino mirano a conciliare la sicurezza idraulica con le esigenze dell'ecologia, dell'agricoltura, della selvicoltura, dell'urbanistica e della gestione delle risorse idriche; in questo modo si può fornire un contributo ad un utilizzo ed uno sviluppo del territorio basati su un concetto ampio di sostenibilità, che includa aspetti ecologici, sociali ed economici.

Un ruolo importante nella redazione dei piani integrati di bacino è svolto dalle attività di informazione e partecipazione.

Il Piano generale di utilizzazione delle acque pubbliche della Provincia Autonoma di Bolzano – Alto Adige (PGUAP) rappresenta il quadro strategico per un utilizzo sostenibile dell'acqua e per la gestione integrata del rischio (APBS, 2010). La Provincia Autonoma di Bolzano ha elaborato una bozza per il rinnovo del PGUAP attualmente in vigore, risalente al 1986. Il Piano è stato approvato dalla Giunta provinciale e deve essere esaminato dal Comitato Paritetico per poi essere approvato con Decreto del Presidente della Repubblica. Il PGUAP vale, per il territorio della provincia, quale Piano di Bacino del Fiume Adige e concorre alla formazione del Piano di Gestione del Distretto delle Alpi Orientali, che rappresentano strumenti per garantire la tutela qualitativa e l'equa ripartizione delle possibilità di utilizzo della risorsa idrica all'interno delle aree geografiche di riferimento. Il PGUAP prevede la redazione di piani di gestione per le aree fluviali e per i bacini montani, definiti più in generale come Piani integrati di bacino.

Questi strumenti di pianificazione territoriale, insieme agli strumenti di protezione civile e insieme alle attività di informazione e di ricerca, costituiscono parte integrante della gestione dei rischi naturali.

I piani comprendono: un'indagine sullo stato di fatto su diversi ambiti (utilizzo del territorio, pericoli naturali, gestione delle risorse idriche, ecologia), un quadro-guida interdisciplinare e specifico per l'area di studio (piano di sviluppo) ed una lista di opzioni d'intervento con elencate le priorità e le possibili misure, opportunamente coordinate, per raggiungere gli obiettivi di sviluppo.

2. Procedimento di elaborazione dei Piani integrati di bacino

In Alto Adige, nell'ultimo decennio, la Ripartizione Opere idrauliche ha applicato e testato i Piani integrati di bacino in diverse aree della provincia: oltre al "Piano di gestione Alta Val Isarco" ultimamente sono stati elaborati piani territoriali per l'Alta Val Venosta, per la Media Val Isarco, per il bacino altoatesino della Drava ed un piano minore per il Passirio a Merano (Figura 1). La superficie delle aree di studio varia dai 41,3 ettari fino a 160 km², in funzione della situazione di partenza, delle problematiche riscontrate e degli obiettivi.
Per la redazione sono stati impiegati da 3 a 4 anni, e tutti i piani sono stati elaborati seguendo lo schema descritto (Gallmetzer, 2011).
In base alle peculiarità specifiche delle aree di applicazione, è necessaria una certa flessibilità del progetto in termini di contenuto, focus, estensione, coinvolgimento degli attori e grado di dettaglio delle analisi. Nonostante questo, la redazione dei piani integrati di bacino procede in genere secondo uno schema fisso, che è riportato nella Figura 2.
Dopo la fase iniziale di definizione del sistema e dell'area di studio, vengono definiti gli obiettivi; a questo segue la ricerca di dati e studi già esistenti. Nella seconda fase si studia il territorio mediante analisi dei pericoli naturali, dell'uso del territorio in relazione ad agricoltura, selvicoltura, urbanistica, turismo, utilizzo delle risorse idriche ed ecologia. Segue la sintesi di queste analisi con individuazione di deficit e potenziali per tutte le tematiche trattate; in seguito vengono elaborate le linee guida: gli esperti che hanno studiato il territorio, mediante confronto con gli stakeholders, definiscono gli interventi previsti e le relative priorità, tempistiche e ambiti di competenza. Conclusasi la fase di redazione del piano, seguono la realizzazione degli interventi e la fase di monitoraggio.

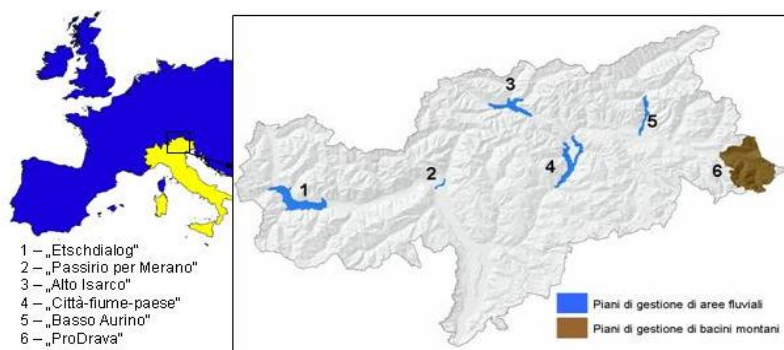



Figura 1 - Piani integrati di bacino in Alto Adige.

2.1 Avvio

La prima fase viene coordinata interamente dall'istituzione che promuove l'elaborazione del piano. Tale fase può essere promossa da vari uffici della amministrazione provinciale oppure da istituzioni locali. I promotori convocano un gruppo di controllo che è responsabile della guida strategica del progetto e del processo di gestione integrata dei rischi naturali. Spetta al gruppo di controllo incaricare un professionista o uno studio tecnico per i lavori di supporto o per la gestione operativa del progetto.

Successivamente viene definito il sistema, delimitando l'area di studio ed individuando gli ambiti tematici e il relativo grado di dettaglio; in seguito viene esaminata la documentazione esistente e vengono stabiliti gli obiettivi del progetto. Il coordinatore del progetto e gli esperti scelti per i diversi pacchetti di lavoro formano il team di progetto, che provvede alla redazione tecnica del piano territoriale integrale. Il gruppo di controllo ha il compito preciso di avviare già in questa fase le attività di informazione, di comunicazione e di coinvolgimento dei gruppi d'interesse, delle amministrazioni locali e della cittadinanza.

2.2 Analisi settoriali

Nella seconda fase vengono condotte le analisi settoriali riguardanti i pericoli naturali, l'utilizzo del territorio, la gestione delle risorse idriche,

l'agricoltura, la selvicoltura e l'ecologia.
Per ogni ambito tematico si esamina e si descrive lo stato attuale dell'area di progetto, si esaminano i trend evolutivi, si evidenziano deficit e potenzialità e si elabora un pacchetto con le possibili opzioni di intervento atte a raggiungere l'obiettivo prefissato.

2.3 Sintesi ed attuazione del quadro guida

Nella terza fase vengono elaborati i risultati delle analisi settoriali in modo da evidenziare conflitti e potenzialità intersettoriali.
Attraverso la partecipazione degli stakeholder e degli esperti dei singoli ambiti tematici, e sulla base degli obiettivi di sviluppo e delle attività da svolgere, viene elaborato un "quadro-guida" per uno sviluppo mirato dell'area di applicazione, considerando i vincoli esistenti (di carattere amministrativo, finanziario, ecc.). Nel quadro-guida si superano eventuali conflitti sia intra che intersettoriali.
L'effettiva definizione del quadro-guida avviene in maniera condivisa da parte degli enti e dei diversi gruppi d'interesse nel cosiddetto "forum". Gli esperti che operano nei diversi ambiti tematici collaborano nel processo decisionale discutendo e offrendo consulenza. Il quadro-guida stabilisce gli obiettivi per uno sviluppo sostenibile e le direttive per l'elaborazione d'interventi atti a migliorare lo stato attuale e contribuire al raggiungimento dello stato ideale. È inoltre necessario garantire un periodo di tempo sufficiente ad ottenere il consenso di tutti gli attori coinvolti. La fase di sintesi ed attuazione del quadro-guida è la fase più importante per la redazione di un piano integrato veramente efficace; decisiva in questa fase è l'intervento di una mediazione professionale.

2.4 Opzioni d'intervento e programma di misure

Nella quarta fase si redige, in base al quadro guida, un catalogo, che per ogni ambito tematico, indica i possibili ambiti di azione.
Gli ambiti di azione vengono valutati in base alla fattibilità, alle possibilità finanziarie e all'efficacia, e quindi riordinati in funzione della capacità di raggiungimento degli obiettivi del quadro-guida. In questa fase viene inoltre predisposto un piano di monitoraggio con indicatori di valutazione dei

risultati raggiunti. Se nell'individuazione degli ambiti d'azione e degli interventi nascono conflitti tra le esigenze dei vari gruppi d'interesse, la discussione tra i partecipanti deve comunque confluire in una soluzione condivisa. La catalogazione di misure prioritarie per la riduzione del rischio rappresenta sicuramente la parte più importante sia nei Piani di gestione dei bacini montani che nei Piani di gestione delle aree fluviali.
Spesso vengono esaminati non soltanto fattori tecnici ed economici, ma anche aspetti legislativi e rilevanza ecologica.
La considerazione di questi aspetti e le metodologie sono ancora in fase di miglioramento, poiché la tracciabilità e la trasparenza sono aspetti essenziali per l'accettazione degli interventi proposti.
La collaborazione degli attori dell'area di studio dei diversi settori (collaborazione orizzontale) e di diversi livelli dell'amministrazione (collaborazione verticale) aumenta il livello di accettazione dei successivi interventi.
Dopo la redazione dei piani integrati di bacino è disponibile un pacchetto d'interventi elaborati in maniera condivisa per la prevenzione dai rischi naturali, per il miglioramento della sicurezza idraulica ed il raggiungimento di un ottimale stato delle acque, ai sensi delle direttive europee delle acque e del Piano generale di utilizzazione delle acque pubbliche della provincia.

2.5 Attuazione e monitoraggio

Il catalogo degli ambiti d'azione rappresenta la base per l'elaborazione o l'adeguamento di piani specifici (piani di sistemazione, piani forestali,…). La pianificazione dettagliata e l'attivazione delle misure per raggiungere gli obiettivi di sviluppo vengono infatti svolte nell'ambito delle attività delle strutture tecniche provinciali, ma trovano coordinamento nei Piani integrati di bacino.
Il piano integrato di bacino come strumento di pianificazione e strumento d'attuazione degli interventi previsti è coordinato da un manager. È necessario inoltre stabilire le strategie per la programmazione e la realizzazione delle misure proposte nel piano integrato. Questo compito è svolto da gruppi di controllo o di sorveglianza composti da "persone chiave". Tale assetto gestionale ha dato finora dei buoni risultati

(Gallmetzer, 2011). Dopo un determinato periodo viene svolto un monitoraggio ed in base ai risultati possono essere introdotte correzioni o adeguamenti.

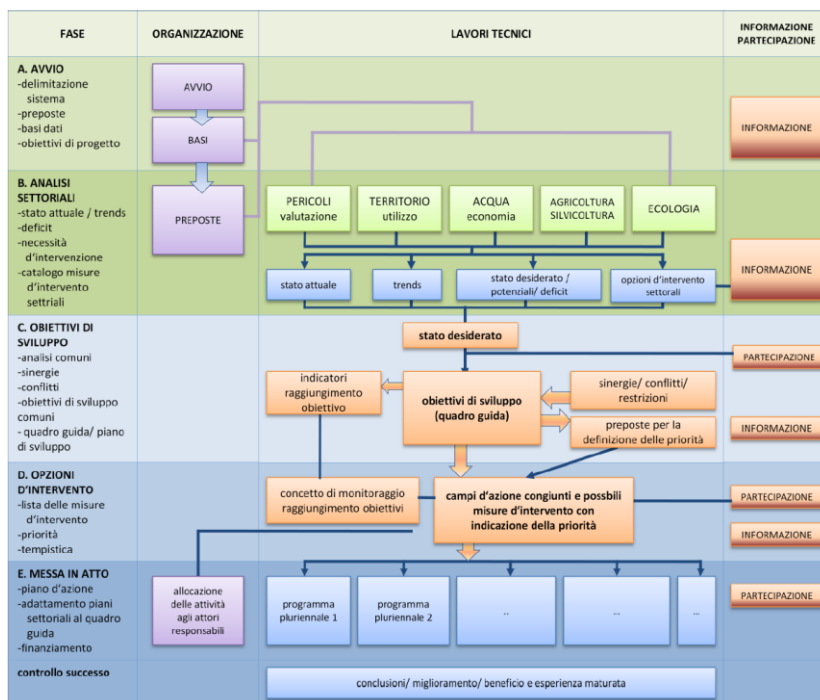



Figura 2 - Schema di lavoro per la redazione/creazione dei piani integrati territoriali. Fonte: Zischg (2011).

La redazione dei piani integrati si svolge, di regola, nell'arco di 3 anni. Elemento caratteristico dei piani territoriali integrati redatti in Aldo Adige è l'attenzione dedicata al lavoro d'informazione e partecipazione lungo tutte le fasi: questo lavoro viene svolto solitamente all'interno dei cosiddetti "forum", piattaforme partecipative nelle quali i rappresentanti dei vari enti e dei gruppi d'interesse discutono e decidono con pari diritti sul quadro-guida, sulle opzioni d'intervento, sulle proposte per la protezione dai pericoli naturali, sugli interventi di carattere ambientali, sulle criticità

nell'utilizzo del territorio e delle risorse idriche, sullo sviluppo urbanistico.
Nei forum le decisioni vengono prese di comune accordo senza procedure di voto e non hanno carattere vincolante (Gallmetzer, 2011). La partecipazione ed il coinvolgimento nelle decisioni degli stakeholders è molto "intenso" rispetto ad alcuni esempi di piani di gestione austriaci (Nikowitz e Ernst 2011), dove il coinvolgimento si limita alla collaborazione in gruppi di lavoro o alla partecipazione da parte dei rappresentati delle amministrazioni comunali. Seguendo la metodologia descritta è possibile superare conflitti e resistenze, e le decisioni vengono prese in maniera trasparente e condivisa.

3. Risultati e conclusioni

In Alto Adige fino ad ora sono stati elaborati sei piani integrati di bacino sulla base di uno schema standard.
Le fasi dell'elaborazione dei piani di gestione si susseguono in maniera serrata ed efficiente e sono accompagnate da un intenso processo d'informazione e partecipazione indirizzato ai vari gruppi d'interesse, ai diversi enti ed alla popolazione.
Da questo procedimento emergono vari aspetti positivi, come ad esempio l'individuazione di sinergie e vantaggi per il coordinamento d'interventi sul territorio riguardanti la prevenzione e la protezione dai rischi naturali. Un altro vantaggio è la riduzione di conflitti e resistenze mediante un'attività di informazione ed il costante coinvolgimento dei gruppi d'interesse, della cittadinanza e di tutte le parti coinvolte.
Vengono create e curate reti di relazioni e sinergie che permettono una riduzione dei costi e una multifunzionalità degli interventi. La fase di realizzazione degli interventi previsti fino ad oggi ha mostrato notevoli differenze tra un piano e l'altro: se a valle del Piano di gestione del Basso Aurino sono stati eseguiti finora ben sette progetti di riqualificazione, una piattaforma panoramica ed un'ampia sponda di accesso al torrente, al Piano di gestione dell'Alta Val Venosta sono seguiti quasi esclusivamente interventi di protezione dalle piene. Queste differenze dipendono dalle diverse situazioni di partenza, dagli obiettivi specifici, dalla disponibilità di

aree, dalle opzioni d'intervento scelte e dalla scala di priorità determinate dagli stakeholder.
Con la redazione dei Piani integrati di bacino viene fornito un contributo essenziale per un sviluppo sostenibile nell'area di studio.
I Piani integrati diventeranno un nuovo strumento di pianificazione e di coordinamento, tenendo conto delle Direttive europee "Acque" e "Alluvioni" e includendo le istanze di altri settori quali l'urbanistica, l'ecologia, la gestione delle risorse idriche, l'agricoltura e la selvicoltura (Gallmetzer 2011).

Bibliografia

Autonome Provinz Bozen – Südtirol (APBS) (2005). *Richtlinien für die Erstellung von Gefahrenzonenplänen und zur Klassifizierung des spezifischen Risikos*. Bozen.

APBS (2010). Piano generale per l'utilizzazione delle acque pubbliche – Parte 1 Situazione esistente, http://www.provincia.bz.it/agenzia-ambiente/download/PGUAP-parte1.pdf (stato: 21.09.2012).

Gallmetzer W. (2011). *Flussraummanagement in Südtirol*. Salzburg

Nikowitz T. e Ernst V. (2011). *Leitfaden Flussraumbetreuung in Österreich. Wien*.

Zischg A. (2011). *Leitfaden für die Erstellung von Flussgebiets- und Einzugsgebietsplänen in Südtirol*. Bozen.

Riqualificazione del Rio Mareta: pianificazione e prime fasi d'attuazione

Peter Hecher – Provincia Autonoma di Bolzano
Gianluca Vignoli – CISMA s.r.l. Bolzano

Sommario

Per ottemperare alla direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE) ed al Piano d'Utilizzo delle Acque della Provincia Autonoma di Bolzano, la Ripartizione Opere Idrauliche ha elaborato nel corso degli ultimi dieci anni uno strumento di gestione dei bacini idrografici.
Il progetto di riqualificazione ed ampliamento del rio Mareta, il più consistente sinora eseguito in Alto Adige, fa capo all'iniziativa Interreg-III-B del progetto "River Basin Agenda". Grazie a fondi comunitari (FESR 2007-2013) sono state svolte, lungo il rio Mareta nei pressi di Vipiteno, attività di progettazione e riqualificazione mirate ad un miglioramento importante della protezione idraulica del fondovalle di Vipiteno e della qualità ecologica e morfologica del rio Mareta.
Il piano di rivitalizzazione articolato in due fasi prevede dapprima l'ampliamento del rio Mareta a Stanghe e ha comportato negli anni 2008-2010 il raddoppio della larghezza dell'alveo per una lunghezza di circa 2 km, grazie all'utilizzo di aree di proprietà del Demanio Idrico. Nella seconda fase sono previsti altri interventi di ampliamento lungo il corso inferiore del rio Mareta, verso la confluenza con il fiume Isarco. Sono state elaborate in forma interdisciplinare studi progettuali, volte sia alla protezione idraulica delle aree adiacenti all'autostrada A22 e alle zone produttive che al miglioramento del paesaggio e dello stato ecologico del torrente. Particolare attenzione è stata posta al miglioramento della qualità dell'ambiente fluviale come area ricreativa ad uso della popolazione, con l'obiettivo di sensibilizzarla e renderla consapevole della reale ricchezza dell'ambiente acquatico presente lungo il rio Mareta.

1. Introduzione

Nell'ultimo secolo in Alto Adige la necessità di poter disporre di aree coltivabili, in particolar modo nei fondovalle, ha portato alla degradazione

di molti ambienti fluviali. La sistemazione dei torrenti e dei fiumi ha causato la riduzione o la scomparsa delle fasce riparie, tipicamente caratterizzate in questa regione da ontaneti e da zone umide.
La direttiva quadro acque (2000/60/CE) ha fra gli obiettivi il miglioramento e il ripristino di buone condizioni per i corpi idrici superficiali finalizzati al raggiungimento di un buono stato di qualità chimica ed ecologica.
Per ottemperare alla direttiva Acque e al Piano Generale di Utilizzazione delle Acque Pubbliche della Provincia Autonoma di Bolzano, la Ripartizione Opere Idrauliche ha elaborato, nel corso degli ultimi dieci anni, uno strumento integrato di gestione dei bacini idrografici.
Questo approccio complessivo intende armonizzare i sistemi di difesa idraulica con la funzionalità ecologica dei corsi d'acqua, richiede un approccio partecipato, che coinvolga tutte le parti interessate nelle decisioni.
Il progetto pilota finalizzato alla progettazione del nuovo strumento di gestione è stato il "Piano di Gestione del Basso Aurino", che è stato redatto a partire dal 1999 e ha visto sinora 11 interventi di allargamento dell'alveo del torrente Aurino, nel tratto compreso tra Brunico e Campo Tures.
Il progetto di riqualificazione ed ampliamento del Rio Mareta, il più consistente sinora eseguito in Alto Adige, fa capo all'iniziativa Interreg-III-B del progetto "River Basin Agenda" ed è stato realizzato seguendo l'esperienza maturata sull'Aurino. In questa memoria verranno descritte le operazioni che sono state effettuate su un tratto del rio Mareta, poco a monte di Vipiteno, gli effetti sia ecologici che morfologici che sono stati finora misurati. Vengono inoltre descritte le prossime fasi che saranno realizzate sull'alveo per garantire la sicurezza idraulica della zona di Vipiteno.

2. Il Rio Mareta

Il rio Mareta drena la Val Ridanna e sfocia nell'Isarco, dopo 25 km, presso Vipiteno; il suo bacino imbrifero si estende per 212 km² e presenta il proprio massimo rilievo in corrispondenza di cima Sonklar (3.471 m s.l.m.). La confluenza con l'Isarco si trova a 935 m s.l.m.. I principali affluenti sono il Rio di Racines ed il Rio di Giovo. Nella parte alta del bacino sono presenti

ghiacciai di notevoli dimensioni, che si estendono complessivamente per circa 9km².
Nell'ambito del progetto Interreg III-B "River Basin Agenda", svolto negli anni 2004-2006, è stato possibile stimare la pericolosità idraulica del rio Mareta in prossimità della confluenza con l'Isarco, nei pressi di Vipiteno. È stato osservato che un marcato evento di piena (tempo di ritorno di 30 anni) è in grado di provocare estese inondazioni (Mazzorana & Scherer, 2005), coinvolgendo anche alcune zone produttive (zona produttiva Prati di Sotto) ed importanti infrastrutture come ad esempio il ponte Passo Pennes, A22 compreso il casello autostradale, visibili in Figura 1.
Dal punto di vista ecologico sono stati evidenziati sul rio Mareta diversi deficit principalmente dovuti all'interruzione della continuità longitudinale del corso d'acqua, a causa delle briglie presenti nei pressi di Stanghe e all'andamento rettilineo/canalizzato della parte bassa del torrente (Vito Adami, Glaser, Nössing; 2004).
Negli ultimi 150 anni il rio Mareta nei pressi di Vipiteno (Vedi Figura 2) è stato oggetto di diversi interventi, il primo importante nel 1876 (Kofler & Gschwenter, 1927) per regimare il torrente. Il secondo di entità notevole è stato realizzato durante il periodo di costruzione dell'autostrada del Brennero all'inizio degli anni '70, quando il torrente è stato utilizzato come cava di inerti.
A causa notevoli prelievi di ghiaia il letto del rio Mareta si è notevolmente abbassato, con modifiche dell'assetto altimetrico che hanno raggiunto e superato i 10 m.; inoltre, l'alveo a canali intrecciati, che presentava una larghezza notevole, con valori massimi di 300m, è stato ridotto ad una larghezza relativamente uniforme di circa 30 e 40 m. Le aree di ritenzione naturale, come ad esempio le aree golenali e riparie, sono praticamente scomparse, riducendo in questo modo la capacità di laminazione delle piene, che sono diventate successivamente più intense e gravose per l'area della conca di Vipiteno.

Figura 1 – Esondazione del rio Mareta nel 1987 nei pressi di Vipiteno, vista verso sud. Il rio Mareta è considerato pericoloso per la piana di Vipiteno (Foto: Prov. Aut. Bolzano).

Figura 2 – Escavazione di ghiaia dal rio Mareta nei pressi di Stanghe negli anni ’70 (Foto: Prov. Aut. Bolzano).

3. La riqualificazione del rio Mareta

L'opportunità di accedere a fondi comunitari (FESR 2007-2013) ha permesso di realizzare lungo il basso corso del rio Mareta, nei pressi di Vipiteno, attività di progettazione e di intervento mirate a un miglioramento importante della protezione idraulica del fondovalle di Vipiteno e della qualità eco-morfologica del torrente. Il piano di prevenzione contro le piene e di riqualificazione è articolato in due fasi, complementari, la prima realizzata fra il 2008 e il2010 ha visto l'allargamento dell'alveo e la rimozione di 16 briglie in un tratto poco a monte di Vipiteno presso Stanghe, la seconda, ancora da realizzare prevede ulteriori interventi, da eseguire nella parte bassa del corso del torrente per garantire la sicurezza idraulica della piana di Vipiteno.

3.1 Ampliamento del rio Mareta presso Stanghe

In seguito agli interventi di sistemazione dell'alto corso del rio Mareta presso Stanghe con briglie di consolidamento e pennelli, eseguiti negli anni '70, furono conservate numerose aree di proprietà del Demanio Idrico. Utilizzando queste aree, preziose per la riqualificazione fluviale, è stato possibile ampliare l'alveo del rio Mareta lungo un tratto di 2 km, con allargamenti dell'alveo fino al doppio della larghezza imposta negli anni '70, utilizzando tutte le aree demaniali disponibili e restituendo così al torrente una parte dello spazio che occupava prima degli anni '70. Il materiale di risulta degli scavi è stato depositato in alveo avendo cura di riprodurre forme altimetriche più naturali possibili. L'intervento ha visto il ripristino della continuità longitudinale dell'alveo grazie alla demolizione di 16 briglie (Figura 3), con evidenti benefici sia per l'ecosistema e la fauna ittica che per l'evoluzione morfologica del torrente stesso, che è ritornato così ad essere un sistema dinamico. Per garantire la sicurezza idraulica il nuovo alveo è stato consolidato mediante rampe in massi sciolti (Figura 4), costituite da massi ciclopici con un peso minimo di 2t. Per evitare eventuali erosioni localizzate in prossimità delle sponde, esse sono state protette mediante pennelli, realizzati anch'essi con massi ciclopici. La distanza tra i pennelli è pari a circa 50m. La peculiarità di questa tipologia di rampe e di pennelli è quella di essere stati per la maggior parte ricoperte con materiale sciolto ed armonizzate con il paesaggio circostante, ricreando un alveo con caratteristiche morfologiche naturali, come

visibile in Figura 6, ma che contestualmente presenti, in profondità, elementi che garantiscano la protezione idraulica del territorio.

Figura 3 - Taglio di una briglia all'altezza definita nel progetto mediante sega a punti di diamanti. (Foto: Prov. Aut. Bolzano)

Figura 4 - Costruzione di una rampa in massi sciolti, che dopo il compimento, è stata coperta con sedimenti dell'alveo. (Foto: Prov. Aut. Bolzano)

Figura 5 - Il rio Mareta presso Stanghe nel 2005 prima della riqualificazione. (Foto: Prov. Aut. Bolzano)

Figura 6 - Il rio Mareta presso Stanghe nel 2010 alla fine dei lavori di riqualificazione. (Foto: Prov. Aut. Bolzano)

3.2 Programma di monitoraggio

Il tratto riqualificato del rio Mareta presenta caratteristiche dinamiche di evoluzione eco-morfologica molto più rapide e frequenti di quanto fosse possibile prima del 2008, che vengono seguite mediante un apposito programma di monitoraggio. Esso prevede campagne di misura dello stato della vegetazione, della fauna ittica e dell'avifauna, nonché di anfibi, invertebrati bentonici e degli Odonati (libellule).

La quantificazione delle dinamiche presenti lungo l'alveo è stata possibile effettuando un confronto fra campagne di misura, la prima effettuata durante il 2004 (Nössing, 2004), cioè prima della rivitalizzazione, la seconda durante il 2010/11 (Glasser, 2011).

Ai fini di protezione idraulica del territorio e di una maggiore comprensione dei fenomeni morfologici si è proceduto, nell'anno 2010, all'elaborazione di un modello digitale del terreno con dettaglio 0,5 m. Tale modello è stato realizzato mediante un rilievo Laser-Scanner (LIDAR) eseguito da elicottero, integrato opportunamente con un rilievo topografico tradizionale; il rilievo ha permesso di determinare l'andamento geometrico della batimetria del fondo (contorno bagnato). Il rilievo eseguito nel 2010 è stato confrontato con un precedente rilievo effettuato con LIDAR da aereo nel periodo 2004/05, cioè prima dell'intervento di riqualificazione. È inoltre stata eseguita una campagna di misura della granulometria d'alveo ed è stato applicato un modello idrodinamico a fondo mobile con il duplice obiettivo di individuare scenari critici per la sicurezza idraulica e valutare l'effetto del trasporto di sedimenti sull'evoluzione morfologica del torrente (Vignoli et al., 2011). Il trasporto di sedimenti è stato quantificato considerando la curva granulometrica del sedimento presente e la capacità di trasporto della corrente, secondo l'approccio proposto da Tritthart et al 2011a/b. Infine è stato predisposto un piano di monitoraggio della morfologia fluviale, che prevede la realizzazione periodica di fotografie dell'area, misure topografiche delle sezioni ritenute più significative ed eventualmente l'installazione di idrofoni per il monitoraggio in continuo della portata di sedimenti. Le attività di monitoraggio sono più estesamente descritte nella memoria "La riqualificazione del basso Rio Mareta – analisi ecologica" della dott.sa Tanja Nössing, contenuta in questi stessi atti.

3.3 Protezione idraulica mirata lungo il rio Mareta presso Vipiteno

In una seconda fase del progetto è prevista la sistemazione del tratto finale del Rio Mareta fino alla confluenza con l'Isarco, secondo moderni criteri di riqualificazione fluviale, che garantiscano sia la difesa dalle alluvioni, che il ripristino ecologico del torrente. Poiché in tale tratto i terreni adiacenti al torrente in prossimità delle attuali sponde sono privati, gli spazi a disposizione risultano essere assai limitati e quindi il problema della difesa idraulica si presenta alquanto complesso.

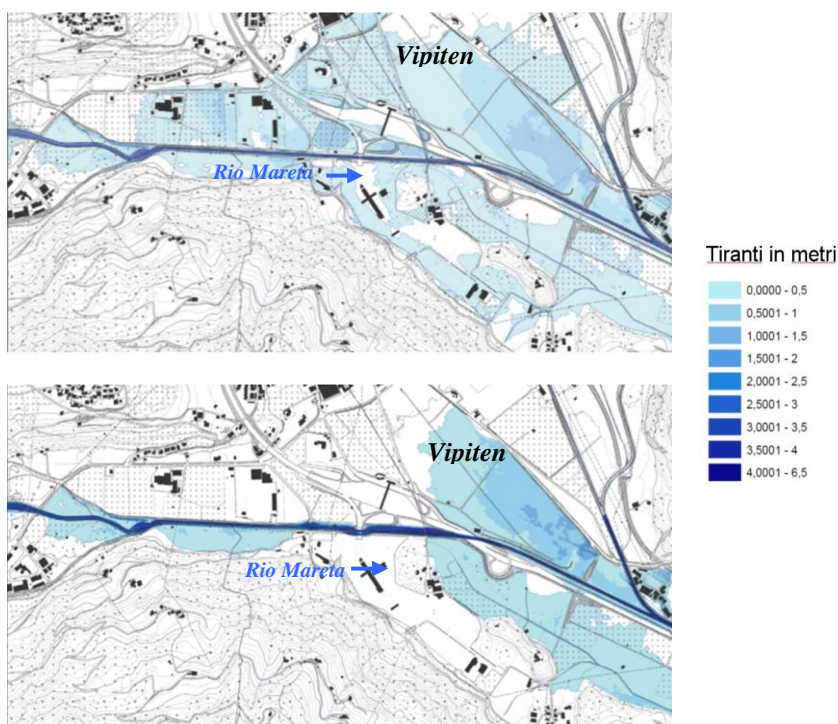



Figura 7 - Confronto delle aree d'inondazione lungo il rio Mareta nei pressi di Vipiteno per un evento con tempo di ritorno di 100 anni. Nella parte alta è riportato lo stato attuale nella parte bassa quello di progetto (Immagine: Prov. Aut. Bolzano).

È stato pertanto costituito un team interdisciplinare di progettazione, che ha elaborato un progetto per la sagomatura dell'alveo finalizzata alla difesa

idraulica della conca di Vipiteno, garantendo la sicurezza delle zone produttive e dell'autostrada del Brennero anche in caso di eventi di piena estremi, con tempo di ritorno pari a 100 (Figura 7) e 300 anni. La progettazione è stata effettuata prevedendo la possibilità di allagamento, per tempi di ritorno superiori ai 30 anni, delle zone adibite a prato e non edificate (Elsener et al; 2010) rispettando la direttiva 2007/60/CE sulla gestione del rischio alluvioni.
Il progetto è stato redatto tenendo in considerazione gli aspetti di riqualificazione ecologica e paesaggistica, mediante la sagomatura degli argini e la creazione di piccoli allargamenti d'alveo.
I principali gruppi d'interesse sono stati coinvolti sia nell'elaborazione delle differenti varianti progettuali, sia nel processo decisionale che ha permesso di individuare quale fosse la migliore tra di esse. Nelle prossime fasi operative si rende ora necessaria l'acquisizione delle superfici necessarie alla riqualificazione, che sarà condotta mediante complesse trattative, con i privati, l'esercito Italiano e la Società Autostrada del Brennero A22.
Sono stati inoltre considerati aspetti trasversali quali la qualità dell'ambiente fluviale come area ricreativa e l'interconnessione paesaggistica fra i diversi tratti del torrente e il territorio circostante. Una diffusa ma discreta segnaletica sul territorio renderà agevole l'escursione lungo il rio. L'insieme degli interventi eseguiti e progettati oltre che garantire la sicurezza idraulica della conca di Vipiteno dà la possibilità di conoscere, sperimentare e vivere al meglio l'ambiente del corso d'acqua, garantendo altresì un alto grado di protezione di habitat e biocenosi sensibili. L'incentivazione di attività ricreativo ed escursionistiche (Figura 8) lungo il rio Mareta, che sarà possibile grazie a questo progetto è sostanzialmente ispirata al principio che soltanto l'approfondita conoscenza degli ambienti, da parte della popolazione e della cultura locali presenti sul territorio, consente una reale tutela ambientale nel lungo periodo.

Figura 8 - Scolari durante una giornata informativa tenutasi nel maggio 2011 lungo il "nuovo rio Mareta" nei pressi di Stanghe (Foto: Prov. Aut. Bolzano).

Bibliografia

Kofler K. & Nössing T. (2011). *Relazione finale: Qualità morfologica, habitat e vegetazione. Relazione nell'ambito del progetto: "Progettazione di Opere per la protezione dalle piene Basso rio Mareta".*

Kofler O. & Gschwenter A. (1927). *Das Sterzinger Moos , seine Entsumpfung und Kultivierung Der Schlern*

Mazzorana B. & Scherer C. (2005). *Relazione idraulica per lo spazio fluviale Alto Isarco.* River Basin Agenda 2006 Pubblicazione dei risultati, pagina 62-63, riferimento www.flussraumagenda.de

Adami V., Glaser F., Nössing T. (2004). *Relazione dell' Ecologia dell'acqua e terrestre per lo spazio fluviale Alto Isarco nell'ambito* River Basin Agenda 2006 Pubblicazione dei risultati, pagina 64-66 , riferimento *www.flussraumagenda.de*

Glaser F. (2011). *Relazione finale: Ecologia faunistica terrestre nell'ambito del progetto: "Progettazione di Opere per la protezione dalle piene Basso rio Mareta*

Nössing T.; 2004. *Relazione dell'Ecologia dell'acqua e terrestre per lo spazio fluviale Alto Isarco nel ambito* River Basin Agenda 2006 Pubblicazione dei risultati, pagina 64-66, riferimento www.flussraumagenda.de

Elsener J. *et al.*(2010). *Relazione del progetto definitivo "Progettazione di Opere per la protezione dalle piene Basso rio Mareta"*

Vignoli G, Simoni S. Todeschini I. (2011). Relazione finale del progetto: "Elaborazione di uno studio sul trasporto solido per il rio Mareta presso Stanghe"

Tritthart M.; Schober B.; Haserback H. (2011a). *Non-uniformity and layering in sediment transport modelling 1: flume simulations.* Journal of Hydraulic Research, 49(3), 325–334.

Tritthart M.; Liedermann M.; Schober B.; Haserback H. (2011b). *Non-uniformity and layering in sediment transport modelling 2: river application*. Journal of Hydraulic Research, 49(3), 335–344.

Il piano di gestione della vegetazione lungo il Fiume Adige tra Merano e Salorno

Thomas Thaler – Provincia Autonoma di Bolzano

Sommario

Nell'anno 2000 la competenza per la gestione delle opere idrauliche di I e II categoria, tra cui il fiume Adige, è passata dallo Stato (Ufficio del Genio Civile di Bolzano) alla Provincia Autonoma di Bolzano. Tra le varie competenze così acquisite dalla Ripartizione Opere idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano, una delle principali sfide si è dimostrata la gestione della vegetazione lungo il fiume Adige in particolare nel tratto tra Merano e Salorno. Per ottimizzare tale gestione, negli anni successivi è stato elaborato il piano di gestione della vegetazione per il fiume Adige. Il piano elaborato e curato nei primi anni dal Dott. Willigis Gallmetzer è stato continuamente adeguato e migliorato fino a raggiungere la forma attuale.

1. Introduzione

Il fiume Adige costituisce il corso d'acqua maggiore della Provincia Autonoma di Bolzano. L'area tra Merano e Salorno è la zona più intensamente urbanizzata della Provincia. Il fiume Adige in tale tratto è stato trasformato in un canale uniforme confinato da argini anche di notevoli dimensioni, e rinchiuso tra strade, linee ferroviarie e varie altre infrastrutture (Figura 1). Dal punto di vista ambientale la fascia di vegetazione lungo il fiume costituisce un elemento ecologico, paesaggistico e ricreativo sempre più importante, soprattutto considerando l'ambiente circostante fortemente urbanizzato, caratterizzato da strade, insediamenti, zone produttive e aree agricole (frutteti) coltivate in maniera molto intensiva. Oggi tale striscia di vegetazione è uno dei pochi residui di vegetazione spontanea rimasta nella Val d'Adige ed in particolare nell'area tra Merano e Salorno.

Figura 1 – Adige a Vadena, fiume rettificato tra autostrada e ciclabile, situazione tipica per il tratto tra Merano e Salorno (Foto: Prov. Aut. Bolzano).

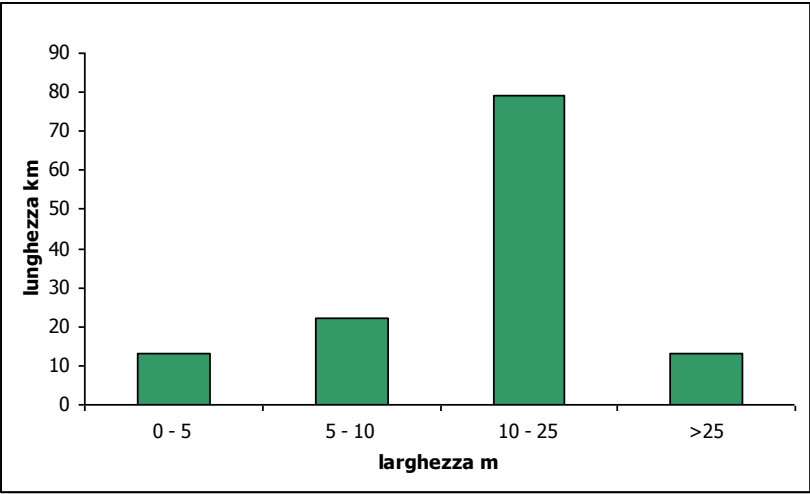



Figura 2 – Distribuzione delle larghezze della striscia di vegetazione fluviale.

La vegetazione ripariale in molti tratti è ridotta ad una fascia di pochi metri di larghezza. La larghezza della fascia di vegetazione varia da 0 m fino ad un massimo di 80 m. In media è larga circa 16 m (Figura 2). La superficie complessiva gestita tramite il piano corrisponde a circa 192 ha. Le specie arboree più frequenti sono *Populus nigra, Salix ssp., Robinia pseudacacia* e *Alnus glutinosa* (Gallmetzer, W., M.L. Kiem and V. Zingerle, 2004). Nello strato arbustivo specie frequenti sono S*ambucus nigra, Cornus sanguinea* e *Viburnum opalus*. Sono presenti oltre alla *Robinia pseudoacacia*, specie ormai dominante in alcuni tratti, anche diverse altre specie alloctone. Tra queste sono relativamente frequenti *Ailanthus altissima, Buddleja davidii, Impatiens glandulifera*, *Solidago canadensis*, *Fallopia japonica* e *Helianthus tuberosus*.

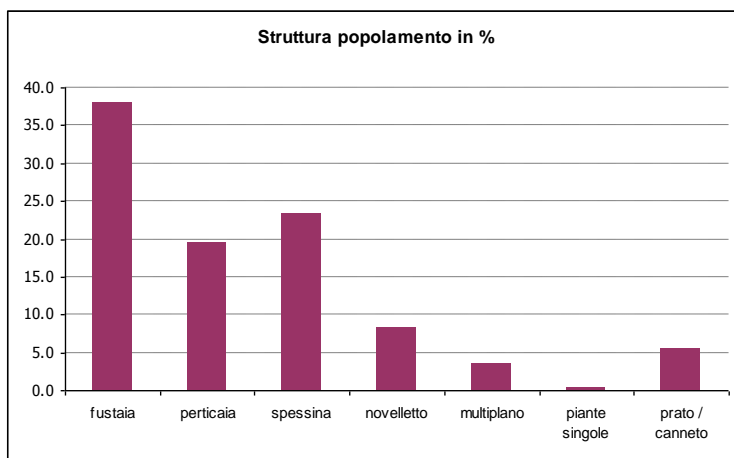



Figura 3 – Frequenza (%) delle diverse strutture dei popolamenti riscontrate nel tratto tra Merano e Salorno (anno di rilievo 2008).

2. Obiettivi del piano

Il piano di gestione ha come obiettivo la pianificazione degli interventi di manutenzione e cura, in modo da ottimizzare gli aspetti della sicurezza idraulica, rispettando altresì le esigenze ecologiche, ambientali e ricreative (Czeiner E., Hanten K. P., Pleschko D., 2008).

La gestione della vegetazione lungo fiumi e torrenti costituisce una importante misura preventiva per garantire la sicurezza idraulica, in particolare per prevenire l'ostruzione dei ponti in caso di piena. Dal punto di vista idraulico sarebbe auspicabile eliminare completamente la vegetazione ad alto fusto, in modo da ottimizzare il deflusso. Dal punto di vista ambientale, paesaggistico e ricreativo invece tale tipo di gestione è inaccettabile. Sotto l'aspetto puramente ambientale i popolamenti sarebbero invece da lasciare completamente alla libera evoluzione. Quest'ultima tipologia di gestione non rispetterebbe invece le esigenze di sicurezza idraulica ed in parte anche gli interessi delle diverse attività ricreative (ciclisti, pescatori, accessi al fiume).
L'effetto della vegetazione per quanto riguarda il regime idraulico è tutt'ora oggi oggetto di ricerca. Il piano si basa in particolare su studi eseguiti all'interno della Ripartizione Opere idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano (Schäfer J., 2001) e su esperienze derivanti dalle piene passate del fiume Adige e dei suoi affluenti. Da tali esperienze emerge che la vegetazione, pur avendo molti effetti positivi, tra altro per la stabilizzazione delle sponde, se incontrollata e molto massiccia, oltre a ridurre la capacità di deflusso può in determinate situazioni anche risultare problematica in punti critici come ponti o tratti con alveo particolarmente stretto. Da questa convinzione scaturisce l'idea che la vegetazione del fiume Adige debba essere controllata e gestita e non possa essere lasciata all'evoluzione libera.
Da quanto sopra esposto appare evidente che il piano costituisce un compromesso tra esigenze e interessi in parte anche assai contrastanti, che mira a ottimizzare la gestione della vegetazione lungo un fiume ormai molto lontano dallo stato naturale.

3. Struttura e strumenti

Il piano suddivide il fiume Adige nel tratto tra Merano e Salorno, avente una lunghezza complessiva di 60 km, in tratti possibilmente omogenei (Figura 4). I tratti costituiscono le unità di gestione del piano e sono stati individuati in base alle caratteristiche idrauliche, ambientali ed in parte anche

considerando gli aspetti legati alla gestione. In particolare per quanto riguarda le caratteristiche idrauliche influiscono dati come la larghezza dell'alveo, deflusso massimo stimato, punti deboli noti da eventi passati, la presenza di ponti e infrastrutture, informazioni riguardanti stabilità e altezza degli argini.

Come criteri ambientali influiscono larghezza dell'alveo, presenza di aree protette (biotopi), presenza di foreste fluviali o aree pregiate dal punto di vista ambientale e paesaggistico, vegetazione realmente presente e vegetazione potenziale. I tratti omogenei di gestione individuati possiedono una lunghezza variabile tra 100÷800 m; la lunghezza media si aggira attorno a 350 m. I dati relativi ai singoli tratti di gestione sono salvati in un database, dove per ogni singolo tratto sono riportati i seguenti dati principali: lunghezza tratto, lato fiume (sx, dx) e chilometraggio, struttura vegetazione presente (prato, canneto, novelleto, spessina, perticaia, fustaia, popolamento multiplano), la struttura potenziale (struttura obiettivo del piano), il tipo di intervento previsto e la frequenza di intervento. Per ciascun tratto il piano prevede interventi di gestione con cadenza periodica (Figura 5).

Figura 4 – La suddivisione in tratti di gestione (Ortofoto 2008: Prov. Aut. Bolzano – © AGEA).

Tali interventi variano in funzione delle esigenze di sicurezza idraulica e degli aspetti ambientali e ricreativi presenti in ciascun tratto. In tratti particolarmente delicati dal punto di vista idraulico (ponti, tratti ad alveo stretto), viene accettata soltanto vegetazione erbacea (prato falciato, canneto).
In questi tratti l'intervento tipico è il taglio dell'erba eseguito 2÷3 volte all'anno, oppure il taglio del canneto ogni 1÷2 anni.

ID	1497
Shape	Polyline
da km	77.35
a km	77.7
Code	I|77.35|77.70
lato fiume	lx
lunghezza tratto (km)	0.35
Struttura	fustaia
Struttura obiettivo	fustaia
densitià pop.	rado
Presenza limo	no
limo scavato	no
frequenza intervento	5
Tipo Intevento	diradamento e potatura chiome
Prossimo intervento	2012
Note	popolamento abbastanza rado, lasciare ontani

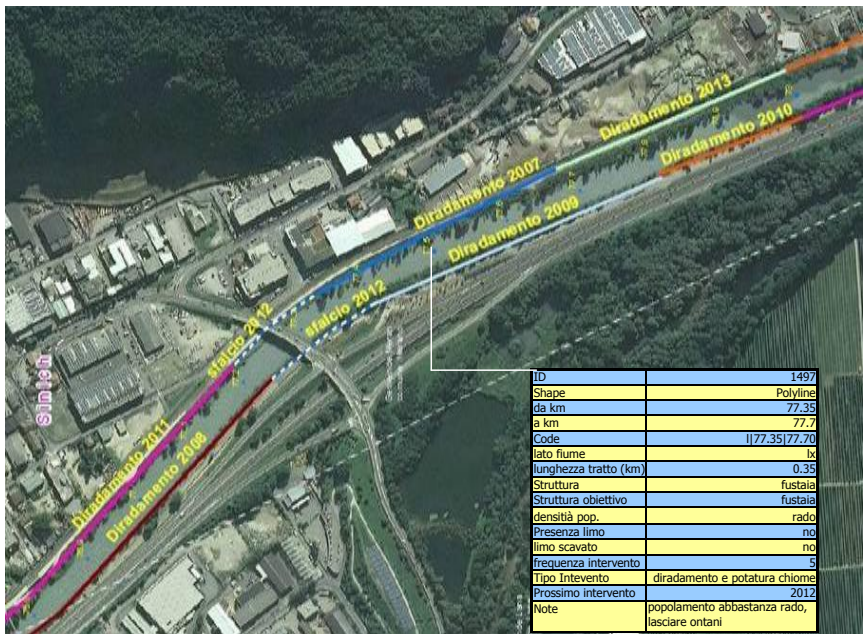



Figura 5 – Rappresentazione unità di gestione e principali parametri per la pianificazione degli interventi, ai singoli tratti di gestione sono abbinati interventi di gestione con frequenza regolare (Ortofoto 2008: Prov. Aut. Bolzano – © AGEA).

In tratti meno problematici dal punto di vista idraulico si accetta una cosiddetta vegetazione "elastica". Si tratta di vegetazione arborea con diametro inferiore a 5 cm, la quale assume un comportamento elastico in caso di piena (Figura 6). Per mantenere la vegetazione elastica sono necessari interventi di diradamento a cadenza triennale.

Figura 6 – A sinistra: intervento di diradamento con obiettivo di mantenere la vegetazione “elastica”; a destra: popolamento dopo un intervento di diradamento (Foto: T. Thaler).

Nei tratti più larghi, generalmente meno problematici dal punto di vista idraulico e invece pregiati dal punto di vista ambientale o con importanza ricreativa, vengono eseguiti interventi meno intensi e si accettano anche piante ad alto fusto. In genere in questi tratti si interviene ogni 5÷8 anni con diradamenti che mirano soprattutto al taglio di piante vecchie ed instabili (Figura 6). Si cerca di mantenere la variabilità della struttura della vegetazione, di incrementare la biodiversità e di favorire le specie autoctone. In alcuni tratti, ricadenti nei biotopi protetti, ci si limita ad interventi sporadici, tagliando soltanto le piante instabili.
Nei tratti con piante di notevoli dimensioni gli interventi di diradamento sono frequentemente combinati con interventi di potatura di piante particolarmente pregiate con l’obiettivo di migliorare la stabilità delle piante, di asportare rami morti e mantenere la forma delle chiome. Il piano prevede anche misure per il contenimento di specie alloctone. In particolare si cerca di ridurre la *Robinia pseudoacacia* attraverso interventi frequenti ed intensi in tratti dominati da questa specie. Purtroppo il successo di tali misure è assai limitato. Il piano include anche il programma per lo scavo del limo in determinati tratti con l’obiettivo di ripristinare la capacità di deflusso. Il piano di gestione prevede anche l’informazione della popolazione, dei gruppi d’interesse coinvolti e delle amministrazioni competenti (associazioni ambientaliste, pescatori, comuni) mediante comunicati stampa e posa in opera di cartelli informativi.

Ogni cinque anni è prevista una revisione generale del piano, durante la quale si valutano i risultati raggiunti e gli effetti degli interventi di taglio sulla struttura della vegetazione. In tale occasione la frequenza e l'intensità viene adeguata alle nuove esigenze riscontrate.

4. Interventi

In base al piano vengono realizzati gli interventi di cura sul campo (Figura 7). Gli interventi sono eseguiti in economia da parte della Ripartizione opere idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano attraverso i progetti di manutenzione elaborati per il fiume Adige. I lavori di taglio piante, che costituiscono l'intervento più importante, sono eseguiti nei mesi febbraio e marzo. I lavori di sfalcio si eseguono generalmente nei mesi estivi. La massa legnosa asportata è circa 2.500 m^3/anno, ciò corrisponde ad una massa media di circa 55 m^3/ha per ettaro tagliato (massa dendrometrica). La ripresa media annua è stimata a circa 10÷15 m^3/ha/anno. Il legname viene venduto a ditte esterne che generalmente producono cippato di legna per usi energetici. Ogni anno si interviene complessivamente su una lunghezza di circa 35÷40 km di sponda. I costi per i lavori di taglio piante sono in media 400.000 euro/anno ai quali si aggiungono circa 80.000 euro/anno per i lavori di sfalcio e diversi altri lavori di manutenzione.

Figura 7 - Fase esecutiva dei lavori sul campo (Foto: T. Thaler).

5. Conclusioni

Con il piano di gestione si è passati da interventi irregolari nel tempo, in taluni casi addirittura sporadici, ad una gestione programmata con intervalli di intervento regolari, la quale permette un maggiore controllo per quanto riguarda la sicurezza idraulica e una migliore tutela degli aspetti ambientali e ricreativi. Il piano viene continuamente aggiornato e adeguato a nuove esigenze. Dopo ormai più 10 anni di interventi, i popolamenti lungo il fiume Adige sono più giovani, generalmente più stabili e meno densi rispetto al passato. Gli interventi relativamente intensi di questi primi anni erano necessari per portare i popolamenti alla struttura attuale. Per il prossimo

futuro si discuterà all'interno della Ripartizione Opere Idrauliche una possibile graduale riduzione degli interventi in modo da raggiungere un equilibrio ancora migliore e stabile nel tempo tra le esigenze di sicurezza idraulica, ambientali e ricreative.

Nell'anno 2009 anche la parte del fiume Isarco, situata nel comune di Bolzano è stata inserita nel piano di gestione per il fiume Adige. Dato il successo del modello di gestione sul fiume Adige, dall'anno 2010 viene sperimentata l'introduzione di piani di gestione simili anche per altri fiumi e torrenti di fondovalle della provincia.

Bibliografia

Gallmetzer, W., Schäfer, J. (2004). *Pflegearbeiten für den Hochwasserschutz an der Etsch im Südtiroler Etschtal,* Internationale Forschungsgesellschaft Interpraevent 4: 47-56

Gallmetzer, W., M.L. Kiem & V. Zingerle (2004). *Projekt Lebensraum Etsch - ein Projekt zur Lebensraumbeschreibung an der Etsch im Abschnitt von Meran bis Bozen. Gredleriana Vol. 4/2004 7-19 Naturmuseum Südtirol*

Schäfer J. (2001). *Untersuchungen über die Veränderungen des Durchflussvermögens durch Verringerung bzw. Beseitigung der Baum- und Strauchvegetation an der Etsch. Studie über die Profile Sinich, Sigmundskron und Salurn,* Interner Bericht der Abt. Wasserschutzbauten der Autonomen Provinz Bozen, 30 pp.

Gallmetzer W. (2009). *Gewässerinstandhaltung und Ufergehölzpflege,* Verein der Diplomingenieure der Wildbach und Lawinenverbauung, 73.Jahrgang, April 2009, Heft Nr. 161, 30-37

Czeiner E., Hanten K. P., Pleschko D. (2008). *Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen.* Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Abteilung Wasserbau) und Lebensministerium Niederösterreich/Wien.

Il Torrente Bevano: dalla sicurezza idraulica alla riqualificazione fluviale

Davide Sormani – Regione Emilia-Romagna

Sommario

Questo contributo è il "racconto" di una storia personale che ha la pretesa di avere influenzato la sensibilità di un Ente pubblico, a proposito degli interventi eseguiti e da eseguire sul Torrente Bevano, corso d'acqua che scorre in un ambiente fortemente antropizzato come quello della pianura romagnola, nei territori forlivesi e ravennati. Non vuole essere una autocelebrazione, bensì un modo diverso di descrivere progetti, interventi ed idee sul connubio sicurezza idraulica – naturalità, in un'ottica di Riqualificazione Fluviale (RF nel seguito). Si vuole partire con brevi cenni "storici": da ricordi di adolescenza, alle prime esperienze da tirocinante presso l'allora Genio Civile di Rimini, continuando con alcuni flash universitari, fino all'assunzione presso lo stesso Genio anche grazie all'alluvione del Torrente Bevano del 1996, che portò a finanziamenti per lavori e funzionari al seguito. Si descriverà, poi, la progettazione ed i lavori eseguiti dal 2001 al 2012, in riferimento al Torrente Bevano, con un progressivo aumento di sensibilità sugli aspetti di riqualificazione, da opere puramente volte alla sicurezza idraulica ad un approccio più sistemico e compatibile con l'ambiente limitrofo. Interessante risulta questo percorso di "cambiamento" anche in relazione all'evoluzione del Servizio regionale con accorpamenti di sedi (nell'ottica dell'area vasta) e modifica del nome stesso. Raggiunta la fase della "quasi" sicurezza idraulica (presenza di qualche ponte inofficioso) si è voluto ripartire da una nuova fase, che tenga conto, sì, dell'idraulica (riducendo il "rischio residuo") ma che ottemperi una visione più globale del sistema fluviale visto anche nei suoi ambienti contermini. Nascono e si sviluppano, così, progetti ed idee, facenti parte di uno studio generale in essere, a livello di intera asta fluviale; alcuni sono già in stato più avanzato ed in fase realizzativa, altri in forma embrionale, anche a livello di progetti LIFE.

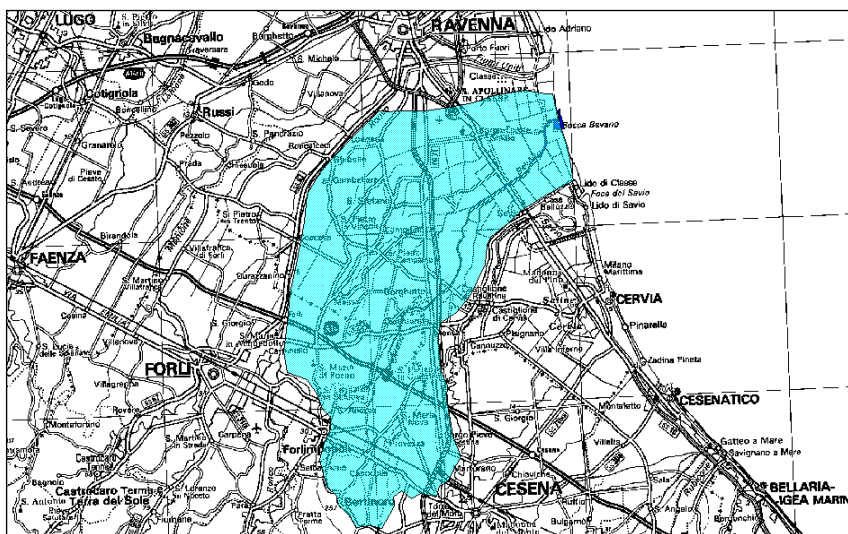



Figura 1 – Bacino imbrifero del Torrente Bevano fra il triangolo romagnolo Forlì-Cesena-Ravenna (base: Carta Tecnica Regionale Emilia-Romagna).

1. Ricordi…

Questo resoconto incomincia con un ricordo d'infanzia (primi anni '80)…vedo mio zio ingegnere idraulico che, presso il suo studio, mi mostra dei progetti di rifacimento di argini su fiumi italiani…erano disegni di argini "stratificati" (con innalzamento continuo delle quote di sommità) su argini minori, secondo l'ottica di continuo rialzo e ringrosso dei rilevati di tenuta… Poi nel giugno del 1987, da studente tirocinante geometra, feci tre mesi presso l'allora Genio Civile di Rimini: eseguendo rilievi e frequentando i tecnici, mi resi conto della prassi sulle tipologie degli interventi idraulici: argini, murature in cemento armato, rivestimenti d'alveo (si veda ancor oggi, il Torrente Ausa a Rimini – in Figura 2 - ed il Torrente Ventena nell'abitato di Cattolica); tutte opere a forte impatto visivo ed ambientale e di radicale irrigidimento dei corsi d'acqua, volte (secondo la teoria idraulica pura) a "spostare velocemente" il problema delle piene verso valle.

Figura 2 – Torrente Ausa a Rimini (lavori eseguiti negli anni 1960–70, foto: STB Romagna).

Nel frattempo a Forlì gli stessi uffici realizzavano i primi lavori di riprofilatura e sfalcio sul Torrente Bevano, fin da allora non considerato in nessun programma manutentivo viste le esigue dimensioni del suo bacino (prettamente di pianura, se non per un piccolo bacino collinare a monte della Via Emilia) e delle sue arginature; si poteva considerare come un grosso scolo di bonifica, con trattamento similare a quello dei rii consorziali limitrofi. Si veda in Figura 1 una planimetria di inquadramento del bacino imbrifero totale (alla foce) del torrente Bevano rispetto al territorio romagnolo contermine. Poi venne l'Università a Bologna con i suoi corsi di laurea in "Idraulica", "Difesa del suolo", "Costruzioni Idrauliche"…: il parametro *velocità* era il fattore principe di tutte le formule ed applicazioni in ambito fluviale; si prendeva in considerazione un corso d'acqua più per dimensionare e progettare opere antropiche di difesa, piuttosto che per sviluppare modalità atte a comprendere l'asta fluviale e le sue dinamiche morfologico-idrauliche: insomma l'acqua doveva scorrere e passare velocemente…

Ma ecco che, nell'ottobre del 1996, il Torrente Bevano pensa bene, dopo

abbondanti piogge, di esondare in più punti della pianura forlivese e ravennate, con allagamento di centinaia e centinaia di ettari di territorio. La Protezione Civile oltre ad occuparsi all'emergenza, guarda al futuro (al posto, forse, di qualcun altro) e finanzia l'assunzione di giovani ingegneri per "riparare" i danni e realizzare nuovi progetti di "sistemazione" idraulica.

Figura 3 – Rotta del T. Bevano in Comune di Ravenna (piena 8–9 ottobre 1996, foto: STB Romagna).

È così che mi ritrovo davanti ad un computer a simulare scenari idraulici, con l'obiettivo di tirare fuori una sezione "adeguata", tale da far passare, sì, le piene di progetto, ma non troppo esagerata così da stare dentro al budget economico a disposizione. Quello che viene fuori è il primo Progetto Generale di tutta l'asta fluviale (Sormani *et al.*, 2008; Mazzoli, 2009) con precise sezioni di deflusso (forma trapezia o a doppio trapezio inverso), pendenze e profili tirati quasi al millimetro.

2. Interventi sul Torrente Bevano

Dal 2001 partono gli interventi, divisi in lotti, con espropriazioni, arginature, risezionamenti d'alveo, difese in massi (per fortuna non muri in cemento armato)… Ne consegue anche una presa di coscienza delle altre criticità presenti, quali ponti stretti, strade in parallelo a ridosso dell'alveo, abitati prospicienti, immissioni di fossi di bonifica a quote inferiori (quindi rigurgitati dal torrente). Occorre onestamente ammettere che tali lotti, pur seguendo una progettazione generale, sono stati gestiti a compartimenti stagni fra le sedi di Forlì e Ravenna, con soluzioni diverse anche nel tratto (qualche chilometro) in cui il fondo alveo del torrente fa da confine fra le due provincie.

Nel frattempo altri Enti finanziarono (o usufruirono di finanziamenti regionali) opere, quali paratoie (o porte vinciane) ed impianti idrovori alle confluenze (Consorzi di Bonifica), nuovi ponti di attraversamento (Provincia, Comuni, privati), muretti di protezione comunali o anche a carico di privati.

Una prima fase sulla "sicurezza idraulica" (il riferimento sono state le portate monosecolari ricalcolate rispetto a quelle del Servizio Mareografico Nazionale), a parte qualche impossibilità locale quasi invalicabile (attraversamenti ferroviari, botte sifone sotto la Via Emilia,…) sembra, ad oggi, ormai raggiunta. Rimane un "rischio residuo" sulle portate due-centennali (come da valutazioni dell'Autorità di Bacino in ottemperanza delle nuove normative europee) ancora da estinguere specie in riferimento agli attraversamenti sopra menzionati.

Un decisivo input giunge, nel frattempo (anno 2005) alle orecchie dello scrivente: trattasi di corsi specifici sulla RF organizzati dal CIRF presso la Regione Emilia Romagna. E così i progetti ed anche i lavori cominciano ad avere un risvolto più ampio, con attenzione non solo all'idraulica teorica ma anche alla riqualificazione di questo corso d'acqua, fino ad allora trattato come un mero "vettore" tipo consorziale, rettificato e "rasato" (fondi permettendo).

Il progressivo cambiamento di vedute, su come intervenire negli ambiti fluviali, segue, di pari passo, anche l'evolversi dell'Ente di governo del

territorio (e dei suoi “nomi”…) che da tre uffici del Genio Civile indipendenti nelle varie sedi (Ravenna, Forlì-Cesena, Rimini) diventano prima Servizi Provinciali di Difesa del Suolo (sempre tre) poi Servizi Tecnici di Bacino (due: Romagnoli e Rimini), fino ad un unico Servizio (STB Romagna) dislocato, sì, su quattro sedi (Ravenna, Forlì, Cesena, Rimini) ma con una visione unica del territorio (seppur con sensibilità diverse) ed un approccio a scala di Bacino.

Figura 4 – Lavori sul Torrente Bevano in località S.Zaccaria, comune di Ravenna (Foto: STB Romagna).

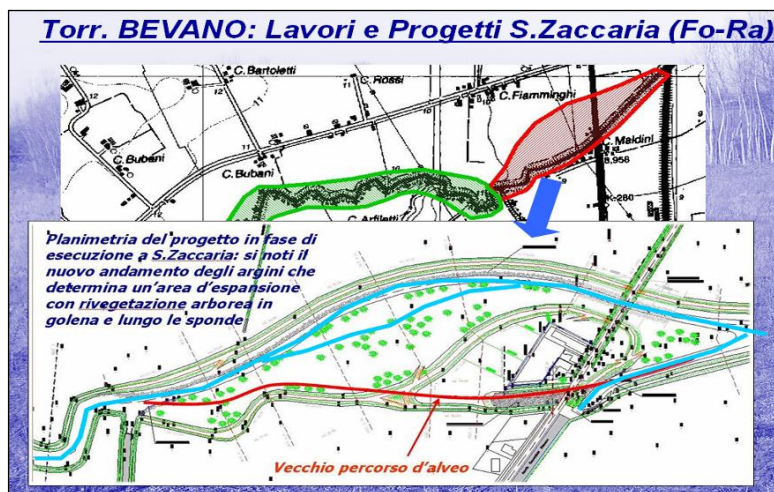



Figura 5 – Slide Convegno di Roma 2011 su Progetto e Variante del lotto dei lavori a S.Zaccaria.

Primi abbozzi di riqualificazione sono alcune ripiantumazioni, a tratti, poste ai piedi arginali esterni, degli allargamenti con eliminazione di argini dove non necessari ed una diversa filosofia nell'ultimo lotto dei lavori (si veda fiura 5) dove da una ipotesi di realizzazione di muri in cemento armato (in un tratto costretto da edifici) si è passati ad un nuovo alveo ed una ampia varice a monte, con rifacimento del ponte sulla provinciale e rinaturalizzazione dell'area; in fase di Variante poi è stata inserito un nuovo ramo secondario all'interno della golena (ex-campo agricolo) e stanziati ulteriori fondi per ampie riforestazioni (sia all'interno che all'esterno degli argini maestri).
Non è da dimenticare, inoltre, il processo di demolizione delle "baraccopoli", (svolto dagli Enti locali, in sinergia) presenti alla foce del Torrente Bevano (area naturalistica di grande pregio), con risoluzione di un contenzioso trentennale da parte degli Enti di tutela nei confronti di privati villeggianti "fai da te"; ancora tale "bonifica" non è giunta alla sua definitiva conclusione.

3. Progetti ed idee sul Torrente Bevano

Dopo i lavori eseguiti, grazie a nuove sensibilità (personali e di ufficio) ed agli indirizzi della normativa (che dalla innovativa L.183/89 è evoluta, a livello europeo, con le direttive 2000/60/CE e 2007/60/CE) si sono sviluppati progetti ed idee, facenti parte di uno Studio Generale in essere, a livello di intera asta fluviale; alcuni sono all'interno di progettazioni condivise con altri Enti, in stato più avanzato, altri ancora in forma preliminare. Si elencano nel seguito, brevemente, tali progetti partendo da valle e risalendo il corso d'acqua.

1. *"Riqualificazione della foce"*, con conclusione delle demolizioni di abusi antropici, collegamenti di meandri abbandonati, ricostruzione di dune costiere; tale ambiente, di eccezionale rarità per le coste adriatiche (protetto da SIC-ZPS e Parco Delta del Po) risulta oggetto di specifici progetti LIFE ("Natura" e "Ambiente") che dovranno coniugarsi con la progettazione generale e inserirsi all'interno degli molteplici studi esistenti sulla costa romagnola (*Brath 2003* e altri). Tale operazione, visti gli ampi spazi a disposizione, e l'interesse plurimo, non comporterebbe particolari oneri per le amministrazioni locali.
2. *"Unione degli alvei"* in un tratto di parallelismo del Torrente Bevano con scoli di bonifica (Acquarola, Bevanella), con eliminazione di argini intermedi, predisposizione di aree di espansione subito a monte; tale operazione se da un lato comporta la predisposizione di arginature di rigurgito sugli scoli di bonifica (con ulteriore parziale "artificializzazione"), dall'altro darebbe ulteriore spazio all'ambito fluviale con possibilità di allargamento, unificazione degli alvei e ripristini ambientali. Alcune perplessità a tale soluzione, riguardano la risalita delle acque salate, che potrebbe, se non ben controllata, andare a interferire con le acque della bonifica. Il costo di questa sistemazione (di cui voci principali sono gli espropri e la realizzazione di argini) si aggira sui 500'000 euro con compartecipazione Regione - Consorzio di Bonifica.
3. *"Valorizzazione e riqualificazione"* di un tratto fluviale intermedio (uno dei rari casi rimasti a percorso meandriforme fra i corsi d'acqua romagnoli di pianura, però con argini che seguono in perfetto parallelismo

l'andamento dell'alveo), con espropri, spostamento argini (da realizzare comunque, seppur con sommità a quote inferiori), abbassamenti e riforestazione nei piani golenali; si riuscirà, così, oltre ad avere ulteriori volumi di laminazione proprio al termine del bacino imbrifero (maggiore efficienza d'invaso) a creare un'area più naturale, con macchie di vegetazione (vero e proprio "polmone" all'interno di una pianura fortemente antropizzata e sfruttata, si veda la Figura 6) e mantenimento della sinuosità dell'alveo di magra del corso d'acqua. Tale sistemazione risulta attuabile con cifre stimate introno al milione di euro (di cui gli espropri sono la voce principale).

4. *"Rete ecologica"* lungo il Torrente Bevano (anche secondo le indicazioni di studi dell'AdB, tipo quello di *Manuzzi 2004*), con piste ciclabili, allargamenti d'alveo, ricreazione di fasce tampone (di fondamentale importanza come filtro fra torrente e terreni intensamente coltivati), piccole aree di espansione e rinaturalizzazione alle confluenze con i scoli di bonifica, aree di laminazione: oltre ad acquisire i terreni occorrerà anche sistemare le arginature per evitare problemi di rigurgito delle acque sugli scoli minori; l'intento è quello di collegare le frazioni e le aree boscate con una viabilità lenta e ricreare ambienti più naturali possibili. Tali operazione potrà essere ottenuta con fondi dei Comuni e con perequazioni di singoli frontisti privati.
5. *"Aree di decantazione, fitodepurazione e laminazione"* a monte della Via Emilia per evitare gli effetti di deposito di materiale solido ed abbattere possibili inquinanti con benefici qualitativi a valle; una stima approssimativa di tali sistemazioni si aggira sui 500'000 euro (espropri ed opere a setti in pietrame).
6. *"Progetto di gestione integrata"* di tutta l'asta fluviale, in un'ottica di gestione completa dell'intera asta, con interventi diffusi (da linee guida Regione E-R, 2012) ed un programma manutentivo unitario sui territori forlivesi e ravennati, coinvolgente Enti e privati.
7. *"Progetto LIFE su riqualificazione fluviale e rete ecologica da Bertinoro alla foce"*, collegato all'obiettivo al punto 4, con collegamento fra i SIC presenti a monte e quello (anche ZPS) presente alla foce; un forte coinvolgimento fra i vari portatori di interesse sta portando a interessanti

sviluppi non solo di carattere fattivo (elenco degli interventi) ma anche di tipo culturale (condivisione di intenti e di metodologie).

Figura 6 – Possibile posizionamento di nuove arginature in un tratto di pianura del Torrente Bevano (Ortofoto 2008: Regione Emilia-Romagna – © AGEA).

Una stima generale delle aree coinvolte (specie per le voci 2, 3, 4, 5 sopra descritte) porta ad ottenere un ulteriore volume di invaso in linea (aree di naturale laminazione piuttosto che vere e proprie casse) per l'espansione delle piene pari a 1'200'000 mc con un taglio approssimativo di un ulteriore 10% del picco di piena (tale da adeguare il sistema di opere idrauliche del torrente alle piene duecentennali di progetto). Si veda anche a tale proposito i lavori ed articoli di *Sormani, Pardolesi,* 2009 (rivista CIRF) *e 2011* (convegno Roma, 11 marzo 2011).

4. Conclusioni

Nella situazione attuale, il fermento di iniziative e di concreti interventi pone il Torrente Bevano in una posizione privilegiata per quanto concerne la RF; le sue modeste dimensioni, inoltre, ed il suo sviluppo all'interno di un

territorio fortemente antropizzato (particolarità della pianura forlivese-cesenate) sono indicatori che, senza dubbio, ci mostrano come con interventi diffusi è possibile ricostruire un ambiente particolarmente impoverito di elementi naturali, facendone un interessante "vettore" ambientale oltre che idraulico.
Solo con la partecipazione di tutti i portatori di interesse ed il necessario risalto in termini di comunicazione e conoscenza, sarà possibile far "decollare" le nuove idee ed i progetti per tradurli in interventi fattivi al fine di rendere tale ambiente fluviale, più naturale, più fruibile e contemporaneamente più "sicuro"… questo è l'intento di tale breve contributo, con la speranza che le intuizioni personali possano allargarsi, a macchia d'olio, e divenire sentore comune.

Bibliografia

Brath A. (2003). *Studio sulla problematica del rischio idraulico costiero*. Studio Autorità dei Bacini Romagnoli

Manuzzi M. (2004). *Le reti ecologiche dei Bacini Regionali Romagnoli* Studio Autorità di bacini Romagnoli

Mazzoli, P. (1999*). Analisi del rischio idraulico nel torrente Bevano e verifica degli interventi di mitigazione*, tesi in Ingegneria, Bologna (relatore A.Brath).

Regione Emilia-Romagna (2012). *Linee guida per la riqualificazione ambientale dei canali di bonifica in Emilia-Romagna*. Scritte in collaborazione con CIRF.

Sormani D., (1998) *Relazione idraulica – Progetto Generale di sistemazione del Torrente Bevano*, SPDS Forlì-Cesena e SPDS Ravenna.

Sormani D., Pardolesi F. (2011). *Laminazione delle piene sul reticolo idrografico minore e riqualificazione fluviale*, Convegno su "La gestione del rischio idraulico e del dissesto geomorfologico: le opportunità della riqualificazione fluviale", Roma 11 Marzo 2011.

Risparmiare, anche affrontando il Rischio idro-morfologico, attraverso la Riqualificazione Fluviale. Un approccio generale decisionale applicato al fiume Chiese (bacino del Po)

Andrea Nardini – Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF),
Sara Pavan – Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF)

Sommario

Una delle idee chiave della riqualificazione fluviale (RF) è che riportare i fiumi a uno stato più naturale sia auspicabile non solo per motivi ambientali, ma anche per combattere il rischio idromorfologico (inondazioni, erosione spondale, etc.). Il lavoro svolto analizza questo concetto in un contesto mediterraneo diverso da quello del Nord Europa, dove è nato il concetto europeo di RF. In particolare viene valutato se il risparmio derivante dal non costruire nuove opere e da costi di manutenzione non sostenuti grazie all'eliminazione di opere esistenti, può superare l'eventuale incremento del rischio. Differenti approcci concettuali al problema decisionale di controllo delle inondazioni sono sintetizzati all'interno di un sistema di valutazione integrato sviluppato su tre fasi (i-"Oggettiva", in cui si misurano esplicitamente gli obiettivi chiave; ii-Gestione dei conflitti, dove si articolano i diversi punti di vista a supporto di una negoziazione gestita; iii-Decisione in ambito pubblico, dove si considera idealmente il miglioramento della qualità della vita complessivo e aspetti legati alla giustizia (distribuzione di benefici e oneri) e all'etica della natura (conservazione della biodiversità). Il quadro di valutazione proposto è applicato ad un caso studio sul fiume Chiese. I risultati, i limiti e le potenzialità sono presentati e discussi, concludendo che la RF offre, almeno nel caso considerato, un percorso praticabile per migliorare l'ambiente fluviale e ridurre i costi associati alla classica gestione del rischio.

1. Introduzione

La nascita, la diffusione, e la messa in pratica del concetto di riqualificazione fluviale (RF), sono state inizialmente incentrate sugli ecosistemi fluviali in termini di componenti biotiche. Oggi, tuttavia, l'obbligo introdotto in Europa dalla direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE - "WFD") di raggiungere un buono stato ecologico e quelle introdotte dalla direttiva sulle alluvioni (2007/60/CE, - "FD"), dà origine a una vera e propria sfida: la RF risponde infatti alla maggior parte delle richieste della WFD, ma ora deve dimostrare se è in grado di fornire risposte significative anche al problema del rischio idraulico. In tutto il mondo, le azioni contro il rischio sono state finora guidate dal paradigma di "messa in sicurezza del territorio", che implica interventi duri come la canalizzazione, la costruzione di argini, dighe, casse di espansione; al tempo stesso il territorio diventa sempre più urbanizzato. Tutto ciò è molto lontano dal concetto di RF, non solo perché la qualità dell'ecosistema degrada progressivamente, ma anche perché un numero maggiore di opere implica un aumento senza fine dei costi di gestione, manutenzione e sostituzione periodica (costi OMR: Operation, Maintenance, Replacement) mentre le amministrazioni pubbliche soffrono sempre di più della mancanza di fondi (prova ne è lo stato di degrado molto diffuso delle opere di difesa). Infine, ma non meno importante, un sistema più artificializzato è sicuramente più soggetto al rischio di collasso (rischio residuo). L'attuale sfida della RF è quindi dimostrare che fiumi più naturali e compatibili con l'uso del suolo sono preferibili e socialmente auspicabili non solo per ragioni ambientali, ma anche perché sono l'unica risposta economicamente sostenibile per la gestione del rischio idraulico. Un progetto di RF ad ampio raggio prenderebbe in considerazione lo smantellamento di alcuni argini, dighe e opere di protezione spondale, cercherebbe di restituire spazio al fiume acquistando terreni e/o mediante accordi con i proprietari dei terreni in modo che i loro servizi ambientale possano essere riconosciuti e retribuiti. Tuttavia, prima di intraprendere una qualsiasi di tali azioni, è necessaria una valutazione dettagliata dei pro e dei contro. Questo documento presenta in sintesi (vedi Nardini & Pavan, 2012b per approfondimenti) un quadro semplice, ma integrato, per affrontare un

problema decisionale con una prospettiva aperta, e procedere a tale valutazione. Il caso studio presentato, il fiume Chiese affronta la difficile questione: ''vale la pena di mettere questo fiume in condizioni di sicurezza? O è preferibile la sua riqualificazione?''.

2. Quadro concettuale e metodologia

Consideriamo un fiume alla scala di corridoio fluviale, con la sua attuale morfologia e geometria, il sistema di opere di difesa e di derivazione esistenti, l'attuale gestione operativa del fiume (rimozione periodica della vegetazione e/o dei sedimenti). Ci riferiamo a questo insieme di elementi come "all'assetto del fiume" e consideriamo una serie di assetti alternativi del fiume (Alternative), che comprendano la definizione di una nuova morfologia, di una nuova serie di opere di difesa e utilizzazione, nonché nuove disposizioni amministrativo-finanziarie. Vogliamo confrontare diverse Alternative, sotto gli stessi Scenari, al fine di generare informazioni utili per il processo decisionale. Ricordiamo che un'Alternativa, rispetto alle altre, viene scelta tramite una decisione, mentre uno Scenario comprende tutti quei fattori che possono influenzare il funzionamento del sistema, ma che non possono essere controllati da decisioni prese all'interno della sfera decisionale propria del problema che si sta affrontando. Le variabili che compongono uno Scenario sono caratterizzate da incertezza, e tutte le Alternative, al fine di ottenere un risultato significativo, devono essere analizzate sotto lo stesso Scenario. L'analisi può essere comunque ripetuta varie volte per Scenari di volta in volta diversi.
In quanto segue si fa riferimento al Rischio (R) come al valore atteso dei danni associati al verificarsi di eventi di piena. In linea di principio R è un vettore multiattributo composto da perdite economiche dirette e indirette, sofferenza per la perdita di beni materiali, stress psicologico, malattie o perdita di vite umane. Nel seguito si fa tuttavia riferimento in particolare alla sua componente più concreta di tipo economico. In generale si può scegliere tra i seguenti metodi alternativi per la gestione del rischio:
a*) Sicurezza rispetto a un evento di riferimento:* questo approccio classico si basa

sul paradigma di "mettere il territorio in condizioni di sicurezza rispetto ad un evento di riferimento" (ad esempio la piena con tempo di ritorno 200 anni - Q_{TR}=200), minimizzando il costo $C(\mathbf{u})$ delle decisioni di intervento **u.** Questa posizione implica, per definizione, l'annullamento del rischio R_{ref} ($\mathbf{u}$) associato a tutti gli eventi più probabili (e meno gravi) di quello di riferimento. Sinteticamente:

$$min_{\mathbf{u}}[C(\mathbf{u})] \quad \text{con il vincolo} \quad R_{ref}(\mathbf{u}) = 0 \qquad \mathbf{u} \in \mathbf{U} \tag{1}$$

Anche se semanticamente attraente, questo approccio è paradossalmente controproducente e pericoloso perché alla fine favorisce in pratica un'ulteriore urbanizzazione di nuove zone "sicure" con, in fin dei conti, un aumento del rischio.

b) Minimizzare il rischio totale: il "rischio totale" $R_\infty(\mathbf{u})$ include la componente di rischio $R_T(\mathbf{u}) \geq R_{ref}(\mathbf{u})$ che prende in considerazione anche gli eventi più gravi (ma meno probabili) rispetto a quello di riferimento, così come il rischio residuo $R_{failure}(\mathbf{u})$, associato alla crisi del sistema di difesa. In sintesi, il problema decisionale viene quindi impostato come:

$$min_{\mathbf{u}}[R_\infty(\mathbf{u}) \equiv R_T(\mathbf{u}) + R_{failure}(\mathbf{u})] \quad \text{con il vincolo} \quad C(\mathbf{u}) \leq C_{max} \qquad \mathbf{u} \in \mathbf{U} \tag{2}$$

In questo caso il costo totale C è limitato dal costo massimo consentito C_{max}.

c) Massimizzare il beneficio sociale netto (ECBA) o, in modo equivalente -dato che il beneficio è qui la riduzione del rischio (quindi $-R_\infty$ ($\mathbf{u}$)-, *minimizzare il "costo totale"*:

$$min_{\mathbf{u}}[R_\infty(\mathbf{u})+C(\mathbf{u})] \quad \text{con il vincolo} \quad C(\mathbf{u}) \leq C_{max} \qquad \mathbf{u} \in \mathbf{U}^* \tag{3}$$

dove $\mathbf{U}^*$ è un insieme allargato di decisioni attuabili che comprende in particolare le misure giuridico-amministrativo-finanziarie necessarie per ridistribuire i benefici e i costi tra i gruppi sociali interessati (si veda la discussione nelle Conclusioni). Un set di strumenti decisionali più ampio $\mathbf{U}^*$ è qui concettualmente necessario perché la soluzione ottimale in genere corrisponde a un livello di rischio più elevato rispetto agli approcci parziali *a)* e *b),* mentre vengono generati maggiori risparmi economici e diventano centrali i meccanismi di redistribuzione.

d) Massimizzazione multiobiettivo ispirata alla qualità della vita (QoL –Quality of

Life (*Maslow*, 1943)[1]*).* I rischi ed i costi sono fattori rilevanti, ma probabilmente siamo tutti d'accordo sul fatto che non completano il quadro. Alla fine, ciò che più conta è migliorare la qualità della vita dei cittadini. *QoL* è un concetto multiattributo che comprende almeno il costo degli interventi $C(\mathbf{u})$, il rischio totale $R_\infty(\mathbf{u})$ e lo stato ecologico dell'ecosistema fluviale rappresentato da un indice sintetico $N(\mathbf{u})$ che aggrega le caratteristiche chimico-fisiche, biotiche e idro-morfologiche, e un indice di disturbo sociale $S(\mathbf{u})$:

$$max_{\mathbf{u}}\left[N(\mathbf{u}),-R_\infty(\mathbf{u}),-C(\mathbf{u}),-S(\mathbf{u})\right] \quad \text{con il vincolo} \quad C(\mathbf{u}) \leq C_{max} \qquad \mathbf{u} \in \mathbf{U}^R \quad (4)$$

$\mathbf{U}^R$ è un nuovo insieme di decisioni realizzabili ulteriormente allargato ($\mathbf{U}^R \supset \mathbf{U}^*$) che comprende tutte le innovative misure di RF.
Si noti che l'utilizzo di un particolare approccio tra quelli descritti implica l'ottenimento di una soluzione diversa, e quindi… di un fiume diverso.

2.1 La valutazione in tre fasi

Per supportare in modo costruttivo il processo decisionale pubblico, una valutazione integrata ispirata all'approccio *d) multiobiettivo-QoL* può essere articolata in tre fasi come segue:

Fase i- Valutazione esplicita degli obiettivi chiave. Si tratta di un "what-if" in cui gli obiettivi principali *N*, *R*, *C*, *S* corrispondenti a ciascuna alternativa sono misurati nel modo più oggettivo possibile (in questa fase si può anche pensare di misurare la distanza dalla "vision" se questa è definita abbastanza dettagliatamente (*Mazzorana & Fuchs*, 2010).

Fase ii- Gestione dei conflitti. Qui l'idea è rappresentare i punti di vista di tutti gli stakeholders in una logica di miglioramento della qualità della vita attraverso una negoziazione esplicita basata sui valori (*Keeney*, 1992).

Fase iii- Decisione in ambito pubblico e strategico. Qui lo spirito è quello di confrontare vantaggi e svantaggi, che possono essere classificati in due classi: a) qualità della vita in senso stretto ivi compresa una sintesi della soddisfazione percepita delle parti interessate più direttamente coinvolte

1 Si veda anche il dibattito sull' "happiness" animato da Richard Layard della London School of Economics: http://cep.lse.ac.uk e anche il più nostrano http://dipeco.economia.unimib.it/happiness/.

(vedi *fase ii*); b) “giustizia”, ad esempio l'equità nella ripartizione di vantaggi e svantaggi tra diverse aree/settori, nonché la sostenibilità ambientale in senso stretto, in una visione etica della natura, per il bene delle generazioni future Si noti che un elemento chiave risiede nel considerare anche la "qualità della vita del mondo esterno" tenendo conto degli effetti (esternalità) che le scelte di gestione del bacino idrografico considerato possono esportare al di fuori, e in particolare nel bacino a valle del fiume (sottobacino) considerato. Nel contesto del rischio idraulico e di riqualificazione fluviale, le conseguenze principali sono associate all'esportazione del picco di piena e l'alterazione del flusso di sedimenti, ma anche al trasferimento a valle di contaminanti. Questi aspetti sono molto difficili da quantificare correttamente, ma ignorarli sarebbe un errore.

Tutte le fasi devono essere sviluppate attraverso un processo partecipativo:
1) diagnosi con l'individuazione dei problemi e delle opportunità; 2) definizione della *vision* e degli obiettivi; 3) definizione delle linee d'azione possibili, delle opzioni decisionali $\mathbf{U}^R$, e della strategia; 4) definizione delle alternative: ogni gruppo di interesse specifica un possibile corso di azioni nell'ambito della stessa strategia; 5) previsione di effetti per ogni alternativa: in particolare, si tratta di affrontare l'evoluzione geomorfica del fiume, cioè prevedere la nuova morfologia corrispondente al nuovo futuro equilibrio dinamico, *(Nardini & Pavan*, 2012a) - e le corrispondenti aree erose o inondate; 6) valutazione comparativa integrata delle alternative, cercando di mantenersi il più vicino possibile alle tre fasi del quadro presentato in precedenza, attraverso il calcolo di indici di valutazione ed analisi di sensibilità; 7) negoziazione e scelta; 8) specificazione e piano di attuazione.
In questo contributo, solo i punti 4) e 6) sono discussi in dettaglio. In sostanza, si propone una metodologia capace di produrre informazioni utili in un processo partecipativo che però, in questa esperienza, non è stato affrontato

3. Il caso studio

La metodologia descritta è stata applicata all'intero corso sub-lacuale (circa 70 km) del fiume Chiese a valle del lago d'Idro (uno dei laghi pedemontani post glaciali naturali, ma regolati da un sistema di paratoie), fino alla sua confluenza con il fiume Oglio (vedi Figura 1). La maggior parte del fiume scorre in una zona semirurale, toccando comunque numerosi centri abitati e insediamenti rurali. Quasi tutto il suo corso è fortemente artificializzato, con la presenza di molteplici imponenti traverse di derivazione ed estese difese longitudinali e arginature anche multiple.

Figura 1 – Inquadramento geografico del caso studio (Rielaborato da Wikipedia).

Per questo fiume, l'Autorità di Bacino del Po ha sviluppato da tempo uno Studio di Fattibilità della sistemazione idraulica piuttosto dettagliato (*AdBPo*, 2004, "SdF" in quanto segue) per definire un assetto idraulico di progetto che include alcuni interventi parziali di riqualificazione (principalmente riforestazione del corridoio fluviale e rimozione di difese obsolete), ma soprattutto numerose nuove opere di difesa o adeguamenti di quelle esistenti. Lo scopo dell'applicazione era investigare se una diversa

soluzione di progetto, molto meno impattante da un punto di vista ambientale, potesse condurre a significativi risparmi in investimenti per le opere da non realizzare (rispetto allo SdF) e in costi di gestione, manutenzione e rimpiazzo (nel seguito OMR: Operation, Maintenance, Replacement) delle opere che potrebbero essere dismesse (ma che nello SdF vengono mantenute), mentre, dall'altro lato, l'incremento di rischio idraulico e idro-morfologico corrispondente non subisse incrementi inaccettabili. A tal fine abbiamo definito un certo numero di Alternative di assetto.

3.1 Alternative considerate

Tutte le Alternative sono state definite a partire dall'assetto esistente e dagli interventi previsti nello SdF. Concretamente, a causa del notevole sforzo di elaborazione e analisi, abbiamo davvero sviluppato a fondo tre Alternative:

- ALT_0: rappresenta sostanzialmente lo stato attuale, integrato da qualche intervento ritenuto indispensabile da AdBPo, come ad esempio alcuni rialzi arginali localizzati; si tratta di una situazione con forti costi OMR.
- ALT_SdF: rappresenta la soluzione proposta nello SdF che sostanzialmente incarna il criterio della "messa in sicurezza" rispetto all'evento di riferimento con tempo di ritorno T_R=200 anni, laddove il valore dell'uso del suolo della zona da proteggere giustifichi l'intervento.
- ALT_Base: è un primo tentativo di riqualificazione che ha come criterio base l'eliminazione del maggior numero di opere esistenti, a condizione di impattare il meno possibile il sistema antropico attuale. Può essere definita come una "strategia di riqualificazione prudente".

Per quanto riguarda gli Scenari, abbiamo ristretto l'analisi alle condizioni al contorno idrauliche ed idrologiche, tralasciando per il momento i modelli di urbanizzazione e le politiche agricole.

3.2 Analisi e valutazione

Per ogni alternativa si è effettuata un predizione della morfologia che il fiume assumerebbe nella conseguente nuova situazione (alcune opere vengono dismesse, altre realizzate a seconda dell'alternativa considerata. Per una descrizione dettagliata della metodologia di predizione metodologica vedi *Nardini & Pavan*, 2012a). E si è determinata la fascia di territorio che

verrebbe interessata dalla divagazione dell'alveo (dove l'uso del suolo attuale verrebbe impattato). Con la morfologia ottenuta, per ogni Alternativa, si è poi effettuata una simulazione idraulica per diversi eventi di piena possibili (precisamente per i tempi di ritorno: 2, 5, 10, 20, 50, 200 e 500 anni; si ricorda che l'idea è valutare il rischio totale R_∞ e quindi considerare eventi ben al di là dei classici T_R di riferimento della progettazione idraulica) determinando, ogni volta, i livelli in alveo e le zone allagate.
Per ogni categoria di uso del suolo si è stimato il valore del terreno e di quello che ci sta sopra (edifici, infrastrutture,..) e la vulnerabilità conseguente per: i) eventi di allagamento; ii) perdita vera e propria per erosione fluviale. Con queste, ed altre, informazioni si è potuto procedere alla valutazione integrata. In quanto segue si presentano, per ragioni di spazio, solo alcuni elementi delle tre fasi di valutazione indicate in precedenza.

ELEMENTO	BENEFICI (M€)	COSTI (M€)
RISPARMIO OPERE esistenti da dismettere (OMR) o da non fare (OMR+invest.) tra ALT_Base e ALT_0	185,27	
Investimento e OMR nuove opere da realizzare		65,84
Δ Manutenzione Alveo	17,72	
Δ rischio esondazione rispetto ad ALT_0		22,16
Δ rischio erosione rispetto ad ALT_0	7,09	
Δ valore Uso suolo nell'ALT_Base rispetto ALT_0		1,26
Perdita produzione idroelettrica da traverse dismesse		0,00
Δ Fragilità		
Δ Valore fiume (miglior stato ecologico)		
Δ esternalità (trasporto solido e laminazione)		
TOT	211,45	89,25
BENEFICIO NETTO	122,2	

Tabella 1 - Esiti dell'Analisi Costi-Benefici differenziale dove Δ indica differenza dell'Alt_Base rispetto all'Alt_0 (valori attualizzati sull'orizzonte di pianificazione di 50 anni al tasso di sconto 5%).

L'analisi dice che per l'Alt_Base il risparmio da manutenzione non più necessaria per i tratti d'alveo a dinamica morfologica recuperata, e per le

opere dismesse, ammonta a circa 185 milioni di Euro; l’investimento in nuovi interventi (prevalentemente di ingegneria naturalistica a difesa di zone urbane interessate dalla maggior divagazione fluviale causata dalla dismissione di diverse opere di difesa altrove) è significativo (66 M€ circa), ma decisamente inferiore al risparmio; nonostante si incrementi la divagazione planimetrica, nell’ALT_Base c’è un vantaggio per minor rischio di erosione perché le altre Alternative non prevedono interventi ad hoc contro l’evoluzione planimetrica; come ci si attendeva, c’è un costo nel rischio esondazione poiché in ALT_Base si è rinunciato ad alcuni tratti arginati; la perdita legata al cambio di uso del suolo, comunque contenuta, è il riflesso del ribassamento di una traversa irrigua previsto per evitare eccessive esondazioni a monte: una porzione dell’attuale distretto non potrebbe più essere irrigata a gravità e quindi il suo uso del suolo cambierebbe perdendo produttività.
L’esito complessivo è che esiste un beneficio netto, cioè implementare l’Alt_Base conviene economicamente. Le analisi di sensitività mostrano che questo risultato, seppur variando, non cambia senso. Nonostante i limiti di questa metodologia, discussi nel seguito, questo risultato cancella il dubbio iniziale che l’incremento di danni possa risultare ordini di grandezza maggiore del vantaggio derivante dalla dismissione delle opere. Sono stati comunque trascurati diversi aspetti, molti dei quali sicuramente a favore dell’ALT_Base. I principali sono semplicemente ricordati in Tabella 1: in particolare: la riduzione del rischio residuo (le opere non presenti non possono collassare); il miglioramento dello stato ecologico (meno opere implica più natura), che, grazie alla WFD, non è secondario; le esternalità positive per il bacino dell’Oglio e del Po (forse incalcolabili, ma certamente non trascurabili).

4. Conclusioni

Le principali ipotesi semplificative sono probabilmente le seguenti:

- gli effetti sono valutati nella situazione di nuovo equilibrio morfologico

che il fiume acquisirebbe una volta effettuati gli interventi previsti dalle Alternative considerate;

- dismissione a costo zero delle opere esistenti. L'idea portante è che si dia solamente "il via" con interventi localizzati e mirati ad attivare la dismissione operata spontaneamente dal fiume, piena dopo piena, per mezzo ad esempio di brevi interruzioni delle difese, o di locali ribassamenti della piana golenale.

In entrambi i casi non si considerano il periodo transitorio che potrebbe presentare situazioni di rischio indesiderate e costi di monitoraggio non previsti.

Ma vanno notati anche due aspetti positivi:

a) in generale, il permettere a un fiume di esondare di più lungo il suo percorso riduce senza dubbio il rischio a valle; tanto più quanto più importanti sono i beni esposti;

b) la valutazione per il caso Chiese dice anche che il benefico netto è positivo. Questo significa che, con il risparmio effettuato, è possibile compensare gli effetti negativi.

In sostanza, il problema diventa quello di come tradurre il guadagno netto in una soluzione socialmente desiderabile. A parte fornire le informazioni fondamentali per aumentare la consapevolezza delle persone, si possono intravvedere diverse azioni utili potenzialmente realizzabili. Forse le più semplici sono: i) acquisto dei terreni interessati; ii) remunerazione dei servizi ambientali forniti da coloro che subiscono le conseguenze negative del progetto(più frequenti inondazioni, progressiva perdita di terreno) di un processo indirizzato al bene comune (recupero geomorfologico, protezione di beni ad alto valore altrove), mentre si re-indirizza l'uso del suolo verso attività più compatibili; iii) applicazione di una copertura assicurativa in grado di rispondere operativamente e in grado di differenziare le varie aree in base al pericolo, il tutto accompagnato da una politica volta a incoraggiare le persone che vivono nei "posti sbagliati" a trasferirsi, sostenuta da un meccanismo di solidarietà per coloro che hanno ridotte possibilità economiche o che non sono stati sufficientemente informati nel momento in cui si sono stabiliti in una certa area. Alcune di queste soluzioni sono costose, ma possono essere totalmente o parzialmente finanziate dai risparmi

futuri per OMR di opere dismesse o danni attesi evitati. Questo tipo di soluzione (appartenente al set decisionale allargato $\mathbf{U}^{R}$) deve essere supportata da una chiara politica nazionale, da un forte coordinamento istituzionale e da un accurato processo partecipativo di negoziazione sviluppato intorno alla gestione dei conflitti.

Ringraziamenti. La ricerca che ha prodotto la presente memoria non sarebbe stata possibile senza il sostegno della Fondazione Cariplo "Bando Qualità dell'acqua 2009" a cui siamo molto grati. Il supporto e l'informazione forniti dall'Autorità di Bacino del Po e il costruttivo scambio di idee hanno costituito una risorsa essenziale. Un grazie sentito anche a tutti i collaboratori del CIRF ed Università di Udine.

Bibliografia

Nardini A. & Pavan S. (2012a). *What river morphology after restoration? The methodology VALURI*. Journal of River Basin Management, 5: 111-133.

Nardini A. & Pavan S. (2012b). *River restoration: not only for the sake of nature, but also for saving money while addressing flood risk. A decision making framework applied to the Chiese River (Po basin-Italy)*, Journal of Flood Risk Management, 10(1): 29-47.

Keeney R. (1992). *Value Focused Thinking*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

Maslow A. (1943). *A theory of human motivation*. Psychological Review, 50: 370-396.

Mazzorana B. & Fuchs S. (2010). *A conceptual planning tool for hazard and risk management*. Internationales Symposion Interpraevent in the Pacific Rim – Taipei (26.-30. April): 828-838.

Sicurezza e riqualificazione del fiume Po, punti di vista a confronto l'esperienza dell'intervento di foce Oglio

Federica Filippi – Agenzia Interregionale per il fiume Po (AIPo), Mirella Vergnani – Agenzia Interregionale per il fiume Po (AIPo), Lucio Andreoli – Provincia di Mantova, Carlo Primo Brambilla – Parco Regionale Oglio Sud

Sommario

L'Agenzia Interregionale per il fiume Po (AIPo) ha progettato e realizzato, nel biennio 2011-2012, un intervento complesso di difesa idraulica e riqualificazione morfologica sul fiume Po, in corrispondenza della confluenza con il fiume Oglio, nei Comuni di Marcaria e Motteggiana (MN). Il tratto di Po oggetto di intervento ha un assetto fortemente antropizzato che necessita di interventi periodici di manutenzione ordinaria e/o straordinaria, finalizzati a mantenere la funzionalità degli argini maestri posti a difesa del comparto Oglio-Mincio, che occupa una superficie di circa 160 km^2 (*AdbPo*, 2001). L'area di intervento appartiene alla Rete Natura 2000, è infatti presente un mosaico di habitat di pregio naturalistico, che ha portato alla delimitazione di un SIC, denominato "Bosco foce Oglio" e di una ZPS denominata "Viadana, Portiolo, San Benedetto Po e Ostiglia". Il SIC è gestito dal Parco Regionale Oglio Sud, mentre la ZPS è in gestione alla Provincia di Mantova. Entrambi gli Enti hanno approvato nel 2011 i Piani di gestione (PdG) di tali aree.
Gli interventi realizzati, fondamentali per garantire la sicurezza idraulica di un'ampia porzione di pianura mantovana, sono stati progettati considerando l'opportunità di intervenire migliorando l'assetto morfologico del Po, senza tuttavia peggiorare la consistenza e qualità degli habitat presenti. L'obiettivo, il cui conseguimento non era scontato all'avvio della progettazione, è stato raggiunto attraverso il confronto tra le amministrazioni coinvolte, nell'ambito della procedura di Valutazione di incidenza.

1. Il Po mantovano, un corso d'acqua altamente modificato?

L'attuale assetto del Po, alla confluenza dell'Oglio, è frutto di progressivi spostamenti dell'alveo verso nord (*Castaldini* et al., 1991; *Lombardini*, 1840; *Pellegrini*, 2011). Nel periodo romano, e fino al primo medio-evo, il Po correva nell'alveo denominato Po Vecchio *(Govi* et al., 2000), lungo l'allineamento costituito dagli abitati di Luzzara - Suzzara - San Benedetto Po. Risale al 1159 la digressione del Po verso nord, che vede, a partire dall'abitato di Luzzara, l'apertura di un secondo ramo di Po denominato Po di Liro.

Figura 1 – In giallo il sistema di curve presenti oggi a confronto con l'assetto del fiume Po nel 1954 (Carta AIPo). In rosso gli interventi AIPo e in rosa la curva di Cizzolo, realizzata negli anni '40, in arancio il sistema arginale maestro, realizzato nel XV secolo e ancora oggi presente.

Fino al 1459 (*Lombardini*, 1840) il Po continuerà a scorrere nei due rami, quando, ad opera dei monaci benedettini, il ramo più a nord diventerà il ramo principale assumendo un andamento sostanzialmente coerente con

quello attuale. Risale al XV secolo la definizione dell'assetto difensivo definitivo, costituito da arginature continue dal mantovano fino al Polesine *(Govi* et al., 2000), che ha irrigidito le sponde precludendo la possibilità del fiume di divagare.
In tempi più recenti occorre ricordare i lavori di "sistemazione a corrente libera" dell'alveo di magra, ai fine della navigabilità del fiume Po, eseguiti, su progetto degli Ingegneri Gorio e Valentini, prima dal Ministero dei Lavori Pubblici, poi dal Magistrato per il Po (1957 – 2002) e infine dall'AIPo (*AIPo*, 2005) (Figura 1). Ai fini del raggiungimento degli obiettivi di progetto il tracciato doveva soddisfare precise condizioni geometriche, quali la creazione di curve regolari a tracciato parabolico, con semiparametri possibilmente non inferiori a 1.000 m; larghezza del canale regolato di 300 m; sviluppo del tracciato quasi uguale a quello naturale del filone, di circa 150 km; vertici delle curve ad una media distanza non eccessiva (2,8 km), in modo da conservare all'incirca lo stesso numero di passaggi che si riscontravano naturalmente nel fiume; ri-uso, ove possibile, delle vecchie difese già esistenti (23 km); sfocio degli affluenti nelle parti concave delle curve, allo scopo di allontanare naturalmente i loro apporti solidi; inserimento delle parti concave delle curve nelle alte sponde golenali, allo scopo di ridurre la lunghezza delle opere in alveo, molto più costose; avvicinamento del tracciato ai centri di maggiore commercio (Figura 2).
Nella progettazione si dovettero infine perseguire condizioni di opportunità sociale ed economica, quali la riduzione degli espropri dei terreni golenali di proprietà privata; la necessità di evitare la demolizione di difese eseguite a protezione delle sponde e di vicini argini maestri; la ricerca di buone condizioni nell'andamento del canale in corrispondenza dei ponti. L'impossibilità infine di attuare tutti gli interventi in un tempo utile a prevenire i naturali adeguamenti del fiume, ha comportato la modifica del progetto in corso d'opera.

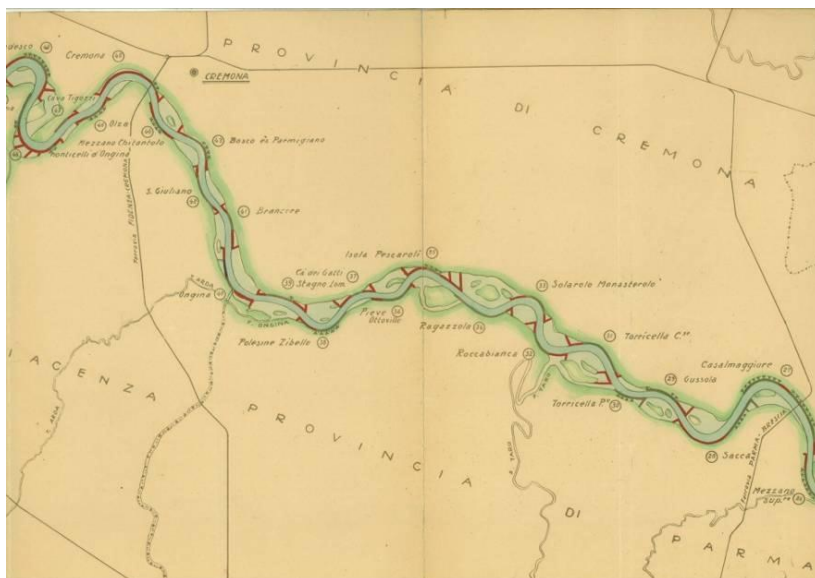



Figura 2 - Tracciato definitivo della sistemazione del Po da Casalmaggiore a foce Mincio, secondo il progetto Gorio – Valentini (stralcio da Cremona a Casalmaggiore, AIPo).

Negli anni '40, nella zona di foce Oglio, l'unica opera di sistemazione realizzata era il cassero della curva n. 15 di Cizzolo (Figura 1 e Figura 4); per cui la corrente continuava a divagare erodendo i terreni golenali in sponda destra dove doveva essere impostata la curva n. 14 di Tabellano. Pertanto negli anni '50, dovendosi dare inizio alla sistemazione di questo tratto di fiume fino a Borgoforte, si rese necessaria una modifica del tracciato, abbandonando il cassero della curva n. 15, arretrando verso est la curva n. 14 e adottando per il tratto centrale della curva 13 di Cesole una circonferenza di raggio pari a 800 m. Le porzioni di alveo naturale eccedenti l'ampiezza del "canale navigabile" dovevano, nelle intenzioni dei progettisti, rimanere parte dell'alveo ordinario. Per questo motivo i pennelli longitudinali utilizzati per materializzare le curve avevano un'altezza tale da essere sommersi alla quota di + 2 m sulla magra ordinaria.

Oggi le note condizioni di incisione del fondo alveo hanno reso i pennelli longitudinali sommergibili per altezze idrometriche maggiori (da 2 a 6 m) a quanto previsto nelle ipotesi progettuali, corrispondenti a portate comprese

tra i 4.000 ed i 6.000 m³/s e conseguentemente per pochi giorni all'anno (Figura 3), pertanto le originarie porzioni di alveo retrostanti si sono trasformante in aree umide, alimentate idraulicamente da valle, destinate nel tempo ad evolvere verso il completo interrimento.

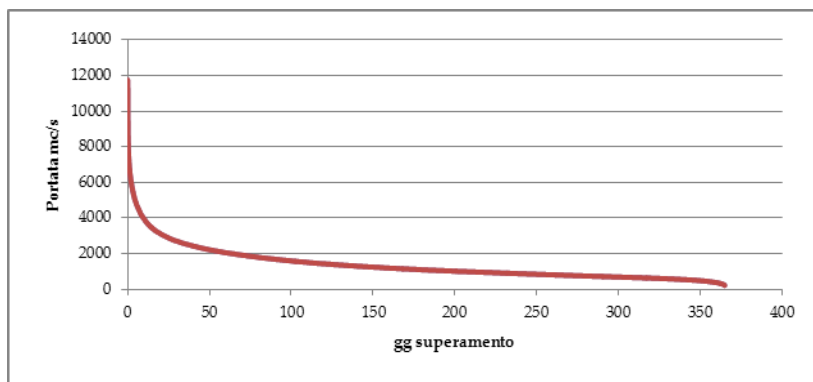



Figura 3 - Curva di durata di Borgoforte (MN) – dati ARPA-SIMC.

Questa condizione, assieme ad altri fattori di origine antropica quali la presenza dello sbarramento di Isola Serafini, che inibisce il passaggio dei sedimenti e le escavazioni in alveo di inerti (fino al 1989), hanno condotto ad un progressivo restringimento ed approfondimento (narrowig) dell'alveo.

2. Obiettivi del Progetto AIPo

Nel tratto considerato, l'argine maestro di Po risulta in parte *in froldo*, ovvero è posto a diretto contatto con il flusso della corrente del fiume, senza interposizione di golena. La vulnerabilità dell'argine maestro rende necessaria una particolare attenzione da parte di AIPo, Autorità idraulica competente, che deve vigilare, risolvendo per tempo potenziali situazioni di rischio, come previsto dal R.D. 529/1904 e dal PAI (*AdbPo*, 2001). L'intervento di difesa idraulica si compone di due opere distinte, una di "difesa attiva", ovvero la realizzazione di una difesa spondale, in corrispondenza dell'argine maestro *in froldo*, della lunghezza di 530 m (curva 13), e una di "difesa

passiva”, ovvero l’abbassamento di parte del pennello longitudinale posto a monte, sulla sponda opposta alla curva 14 (Figura 4).

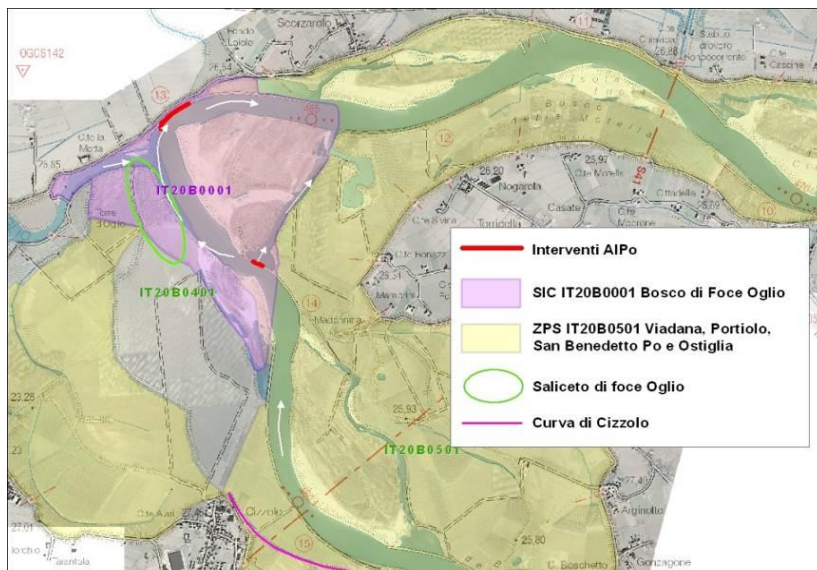



Figura 4 – Interventi realizzati da AIPo di difesa attiva alla Curva 13 e di difesa passiva alla Curva 14, in rosso gli interventi nuovi, in magenta la Curva 15 di Cizzolo.

L’abbassamento del pennello di curva 14 è stato inserito nel progetto per permettere la partizione della corrente, che oggi, in regime ordinario, defluisce interamente nell’alveo del Po, deviandone parte nel ramo secondario, altrimenti non coinvolto nelle dinamiche di piena. Questo ha l’effetto di ridurre l’energia della corrente dell’alveo principale che colpisce le sponde poste in sinistra idraulica, sulle quali sono presenti: a valle l’argine maestro *in froldo* e a monte, un lembo residuale di foresta igrofile del *Salicion albae*, denominata “Saliceto di foce Oglio”, che rappresenta il più vasto bosco golenale del territorio del Parco dell'Oglio (Figura 4).
L’intervento di abbassamento del pennello è previsto inoltre negli strumenti di pianificazione di bacino; l’Autorità di bacino infatti, al fine di invertire la tendenza evolutiva recente del Po, ha programmato una serie di interventi organici denominato “Programma generale per la gestione dei sedimenti del

fiume Po (PgsPo)" (*AdbPo*, 2008). Tra questi interventi è prevista la parziale demolizione, con riduzione in altezza, di alcune porzioni di pennelli longitudinali alle sponde (curve), posti in corrispondenza dell'imbocco di rami laterali, ove sia possibile ripristinare il deflusso della piena a partire da portate di piena ordinaria (1.000 – 1.500 m^3/s).

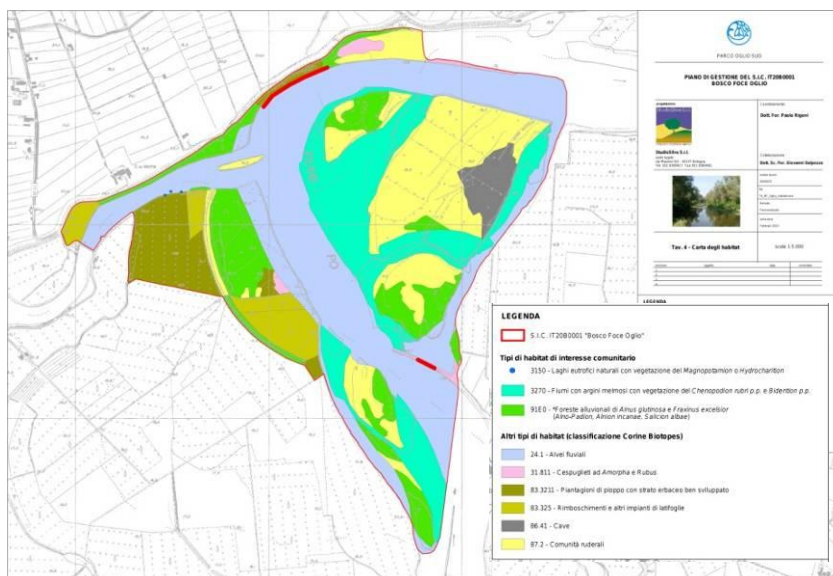



Figura 5 – Carta degli habitat del Piano di gestione del SIC IT20B0001 (Parco Oglio Sud, 2001). In verde brillante l'habitat di interesse comunitario 91E0* e in rosso gli interventi AIPo.

Obiettivo del PgsPo è il riequilibrio morfologico del fiume al fine di invertire la macro tendenza evolutiva al restringimento e abbassamento, frutto di impatti antropici diffusi. Sull'alveo del Po, in questo tratto si è registrato un rapido approfondimento del fondo (dell'ordine di alcuni metri negli ultimi 50 anni), con impatti significativi sulla stabilità e funzionalità delle infrastrutture interferenti (argini, ponti, porti) oltre che sull'ambiente fluviale, che evolve verso una crescente semplificazione (*AdbPo*, 2008, *AdbPo*, 2010). Il narrowing dell'alveo costituisce un problema per gli habitat presenti, come nel caso l'habitat di interesse comunitario 91E0* *Foreste alluvionali di Alnus glutinosa e Fraxinus excelsior*, minacciato, tra l'altro,

dall'abbassamento della falda freatica e dall'accresciuta instabilità delle sponde naturali non difese da opere idrauliche (*Parco Oglio Sud*, 2011 e *Provincia di Mantova*, 2011). Occorre tuttavia rilevare che mentre per il PgsPo la progressiva erosione delle sponde naturali costituisce un processo morfologico "virtuoso", da non contrastare, poiché favorisce un maggiore equilibrio del trasporto solido, attenuando la tendenza al narrowing, per i Piani gestioni delle aree SIC e ZPS l'erosione di sponde su cui insistono habitat censiti dai Piani di gestione costituisce un problema. L'apparente incoerenza tra gli obiettivi degli strumenti di piano vigenti è stata affrontata e risolta a livello progettuale tramite il confronto tra AIPo, Provincia e Parco nell'ambito delle procedure di Valutazione di incidenza. Si è proceduto infatti, grazie alla discesa di scala che la progettazione consente, ad individuare ambiti geografici a diversa vocazione, ove intervenire massimizzando l'obiettivo prioritario e compensando il mancato raggiungimento degli obiettivi secondari (Tabella 1).

Ambito geografico	PAI Sicurezza idraulica	PgsPo - PdGPo Riequilibrio morfologico	PdG SIC-ZPS Conservazione habitat
Argine *in froldo* in SX curva 13	- difesa sponda - abbassamento pennello	- difesa sponda - abbassamento pennello	- piantumazione di un bosco ripariale
Pennello in DX curva 14 e ramo secondario a tergo	-	- abbassamento pennello - erosione da non contrastare a tergo pennello	- studio CUDAM per escludere impatti su habitat 91E0*
Sponda in SX in erosione (Saliceto di foce Oglio)	-	- erosione da non contrastare	- abbassamento pennello

Tabella 1 - Declinazione degli interventi realizzati da AIPo in relazione agli obiettivi di pianificazione (in ascissa) e agli ambiti geografici a diversa vocazione presenti nel tratto (in ordinata).

Lo Studio di incidenza, su suggerimento degli Enti preposti alla Valutazione, ha affrontato il problema dell'impatto dell'intervento di abbassamento del pennello sulle sponde del canale posto a tergo, rilevando la necessità di

verificare l'impatto della nuova configurazione sugli degli habitat tutelati dai Piani di gestione di entrambi i siti Natura 2000 (Figura 5). La conferma che la riattivazione della lanca non pregiudicherà la presenza dell'habitat di interesse comunitario 91E0* è stata affidata ad un approfondimento, condotto mediante un modello bidimensionale a fondo mobile, MODAIPO, sviluppato dal CUDAM (Centro Universitario per la Difesa dell'Ambiente Montano) nell'ambito di una convenzione in atto tra l'Università degli Studi di Trento e AIPo.
È stato analizzato l'impatto dell'intervento in progetto sulle sponde della lanca, tramite il confronto tra gli effetti del passaggio dell'onda di piena nelle due configurazioni con e senza l'abbassamento del pennello. Lo studio ha dato esito positivo, circa la non influenza dell'assetto di progetto sull'integrità degli habitat presenti nell'area[1].

3. Gli interventi realizzati da AIPo

I lavori di realizzazione della difesa di sponda hanno comportato il rimaneggiamento della difesa esistente e la sua ricostruzione, lungo un nuovo tracciato progettuale. Si è proceduto utilizzando le tecniche tradizionali in uso sul Po, ovvero attraverso lo scavo e il riporto di materiale arido, quale base per la creazione della nuova sponda; la posa sul fondale prospicente la sponda di un tappeto zavorrato (larghezza 10 m), per ridurre gli effetti erosivi al piede; la sovrapposizione di triangoli di burghe (gabbioni cilindrici realizzati in rete metallica con riempimento di ciottoli). Si è privilegiato l'accesso da fiume (Figura 6), come richiesto nella autorizzazione di incidenza, al fine di ridurre gli impatti.

1 La documentazione è inedita e può essere fornita per motivi di studio su esplicita richiesta da inviare agli autori di AIPo.

Figura 6 - Lavori di realizzazione della difesa di sponda (Foto: F. Filippi).

Il ripristino ambientale dell'area golenale oggetto dell'intervento (2.000 m^2 circa complessivi), su indicazione dei tecnici del Parco Oglio Sud e della Provincia di Mantova, è consistito nella realizzazione di un piccolo bosco ripariale, tramite idrosemina e successivo impianto di specie autoctone tipiche dell'ambiente fluviale (200 astoni di Salice Bianco).
L'intervento sulla curva di navigazione n. 14 ha comportato l'abbassamento delle quote di sommità del pennello di 2,5 m per un tratto di circa 50 m. La nuova quota di coronamento del pennello ribassato è pari a 15,5 m s.l.m., quota calcolata affinché questo possa essere tracimato per portate pari a 1.500 m^3/s. Il raccordo tra il tratto ribassato e il pennello esistente è stato realizzato attraverso due rampe in massi con pendenza 1:2. Il coronamento del tratto ribassato è stato realizzato attraverso la posa in opera di pietrame di cava non gelivo di pezzatura 50-100 kg con spessore di 60 cm. Tale spessore è superiore rispetto a quanto generalmente previsto, pari a 50 cm, in modo da fornire una maggiore stabilità al nuovo coronamento del pennello (Figura 7). Per evitare possibili erosioni nella parte del pennello lato lanca, dovute alla maggior frequenza di passaggio della corrente, è stata realizzata una platea in massi per un'estensione complessiva di circa 11 m^2/m utilizzando il pietrame rimosso durante le operazioni di abbassamento. Non è stato necessario eseguire delle operazioni di rimodellamento della lanca in corrispondenza del tratto compreso tra il pennello e lo sbocco in Po, in quanto essa è già idraulicamente connessa da valle.

Figura 7 - Pennello abbassato, in fase di tracimazione, visto dalla sommità verso monte. A sinistra della foto l'alveo principale del fiume Po, a destra il ramo secondario riattivato (Foto: F. Filippi).

4. Conclusioni

L'esperienza condotta ha permesso agli Enti che operano sul fiume di mettere a sistema obiettivi e scale di valori diversi attraverso un approccio pragmatico, condotto nell'ambito della procedura di Valutazione di incidenza. La configurazione definitiva degli interventi realizzati concordata tra gli Enti massimizza gli obiettivi di sicurezza idraulica e riequilibrio morfologico, riducendo al massimo e compensando gli impatti sugli habitat.
Gli stessi Enti procederanno, nell'ambito dei relativi ambiti istituzionali, a monitorare l'efficacia degli interventi e a valutare i possibili impatti non precedentemente individuati, condividendo le eventuali azioni correttive da intraprendere per mitigare tali impatti.

Bibliografia

Agenzia Interregionale per il fiume Po (2005). *Sistemazione a corrente libera del fiume Po tra Isola Serafini e foce Mincio -Studio per l'acquisizione dei dati e della documentazione necessaria per la progettazione preliminare*. Studio inedito redato da ENGEO, Coordinatore Ing. Gian Carlo Cerrutti

Autorità di bacino del fiume Po (2001). *Piano stralcio per l'Assetto Idrogeologico (PAI)*. D.P.C.M. 24 maggio 2001

Autorità di bacino del fiume Po (2008). *Programma generale di gestione dei sedimenti del Po - Stralcio confluenza Arda, incile Po di Goro (PgsPo)*. Deliberazione C.I. n.1/2008

Autorità di bacino del fiume Po (2010). *Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po (PdGPo).* Deliberazione del C.I. n. 1/2010

Castaldini D., Piacente S. (1991). *Evoluzione storica e morfodinamica attuale del fiume Po nel tratto tra Viadana e S. Benedetto Po (Provincia di Mantova)*. Rivista Geografica Italiana, 98, n. 3, pp. 345-379

Govi M., Turitto O. (2000). *Casistica storica sui processi d'interazione delle correnti di piena del Po con arginature e con elementi morfotopografici del territorio adiacente*. In: Istituto Lombardo di Scienze e Lettere "Scienza e vita nel momento attuale", V, 105-160

Lombardini E. (1840). *Intorno al sistema idraulico del Po, ai principali cangiamenti che ha subito ed alle più importanti opere eseguite o proposte pel suo regolamento. Cenni di Elia Lombardini.* Biblioteca Italiana ossia Giornale di letteratura scienze ed arti, Volume 100, Fascicolo

Parco Oglio Sud (2011). *Piano di gestione del SIC IT20B0001 "Bosco di Foce Oglio"*. Approvato dell'assemblea consortile dell'Ente parco, n. 17 del 16 marzo 2011. BUR Regione Lombardia n. 13/2011

Pellegrini M. (2011). *Un Po di carte, la dinamica fluviale del Po nell'Ottocento e le tavole della commissione Brioschi. Cap. 10, Le alluvioni del Po nel secolo XIX: alia ricerca delle cause*. a cura di Ferrari I., Pellegrini M, Reggio Emilia, Diabasis, pp. 200

Provincia di Mantova (2011). *Piano di Gestione della Zona di Protezione Speciale "Viadana, Portiolo, San Benedetto Po e Ostiglia" (ZPS IT20B0501)*. DCP n° 16 del 30 marzo 2011

Interventi di ripascimento del materasso alluvionale nell'ambito del progetto strategico per il riequilibrio idrogeologico del Fiume Cecina

Sara Raffaelli – Regione Toscana, Lorenzo Conti – Regione Toscana, Franco Berardi – Amministrazione Provinciale di Siena

Sommario

Negli ultimi decenni è emersa chiaramente la tendenza dei corsi d'acqua Italiani ad incidere sempre più il loro letto per un effetto combinato delle condizioni climatiche e di varie tipologie di azioni antropiche, con conseguenze fisiche, ambientali e socio-economiche ampiamente visibili. Il Fiume Cecina ed i suoi affluenti hanno subito rilevanti modifiche prevalentemente a causa delle attività di escavazione di inerti. Il "*Progetto Strategico per il Riequilibrio Idrogeologico del Bacino del Fiume Cecina con Rinaturalizzazione d'Alveo e Recupero Ecosistemi Fluviali*" e il Piano di Assetto Idrogeologico del Bacino Regionale Toscana Costa sono nati anche per mitigare gli effetti negativi innestati dalle escavazioni. Tali effetti continuano a sussistere, anche se in modo attenuato, nonostante la realizzazione di alcuni interventi e la drastica riduzione delle escavazioni. Vengono qui presentate alcune rampe in pietrame mirate al ripascimento del materasso alluvionale nella parte di monte del Bacino, realizzate dalla Comunità Montana della Val di Cecina e dall'Amministrazione Provinciale di Siena. Si propone un confronto tra le diverse tecniche utilizzate, tentando di fare una valutazione critica sugli effetti prodotti e sulla durabilità delle opere. Si riportano alcune osservazioni che potranno essere utili per la definizione di interventi futuri dello stesso tipo, nella stessa zona o in zone con caratteristiche idromorfologiche similari.

1. Introduzione

Dalle recenti modifiche negli alvei fluviali Italiani emerge chiaramente che l'attività antropica (costruzione di dighe, di infrastrutture e di centri abitati nelle pertinenze fluviali, cave in alveo, uso del suolo ecc...) ha prodotto

effetti molto rilevanti sui corsi d'acqua (soprattutto negli ultimi decenni) tanto che solamente pochi di essi si trovano oggi in condizioni naturali o semi-naturali (*Surian & Rinaldi*, 2003, 2004 e 2005 e *Rinaldi* 2003). Tali effetti risultano più ampi e più rapidi di quelli legati alla naturale evoluzione del corso d'acqua e capire le relazioni causa-effetto, tentando di prevedere le future evoluzioni, permetterebbe una migliore gestione del fiume e della risorsa idrica. Sulla base di queste valutazioni la Regione Toscana ha emanato, a partire dagli anni '90, alcune norme di salvaguardia recepite poi dalle norme dei Bacini di Interesse Regionale, tra i quali il Toscana Costa. Quest'ultimo ha redatto il "*Progetto Strategico per il Riequilibrio Idrogeologico del Bacino del Fiume Cecina con Rinaturalizzazione d'Alveo e Recupero Ecosistemi Fluviali*", recepito e sviluppato successivamente nel Piano Stralcio di Assetto Idrogeologico, principalmente per far fronte alle conseguenze delle escavazioni in alveo nel Bacino del Fiume Cecina (sottobacino del Toscana Costa). Lo scopo era quello di perseguire il riequilibrio del corso d'acqua ed una gestione fluviale più attenta, realizzando interventi di mitigazione dei dissesti rilevati, con tecniche a basso impatto ambientale.
Nel presente articolo vengono illustrati i principali effetti delle escavazioni nel Bacino del Fiume Cecina ed analizzati due gruppi di interventi, costituiti da rampe in pietrame. Lo scopo è quello di porre a confronto le diverse tecniche adottate dagli Enti Attuatori, considerato che il secondo gruppo di interventi è stato progettato in base alle osservazioni sui risultati conseguiti con il primo. Il tentativo è quello di individuare una tecnica realizzativa ottimale per questo tipo di opere, seguendo un approccio empirico ma tenendo sempre ben presente che il corso d'acqua persegue un equilibrio dinamico dettato dalle evoluzioni indotte sia dalle azioni antropiche che dai cambiamenti climatico-ambientali.

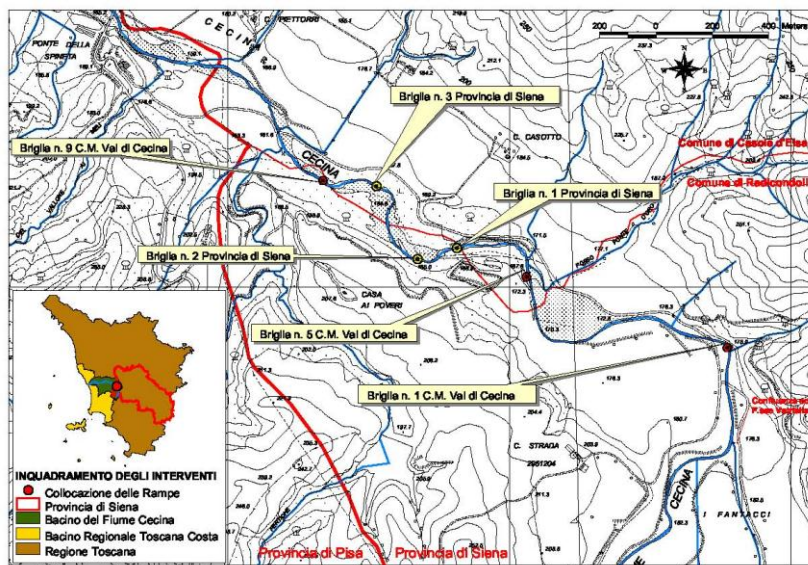



Figura 1 – Inquadramento area e collocazione degli interventi.

2. Indagini conoscitive, tendenze evolutive e politiche di gestione del Fiume Cecina

A partire dagli anni '50 - '60, la costruzione di dighe e sbarramenti e le escavazioni in alveo, affiancati alle modifiche nell'uso del suolo (riforestazioni) e all'urbanizzazione, hanno alterato il regime dei deflussi liquidi e solidi dei fiumi Italiani generando approfondimenti e restringimenti d'alveo (*Surian & Rinaldi*, 2003, 2004 e 2005 e *Rinaldi* 2003). Tali problematiche si sono verificate anche nei corsi d'acqua toscani tanto che la Regione ha emanato alcune norme di salvaguardia relative alle derivazioni idriche (1999) e alle asportazioni di inerti dagli ambiti fluviali (2000 e 2001), recepite poi nelle norme dei Bacini di Interesse Regionale, tra cui il Bacino Toscana Costa. In seguito all'istituzione di quest'ultimo (L.R. Toscana n. 91 dell'11/12/1998), fu avviato uno studio conoscitivo del territorio di competenza (1998-1999). Nel Bacino del Fiume Cecina,

contenuto all'interno del Bacino Toscana Costa, emersero problematiche principalmente legate agli effetti delle attività di escavazione in alveo e nelle aree di pertinenza fluviale, condotte dagli anni '60 a fine anni '90. Le criticità risultavano: la ricorrenza di allagamenti (rischio idraulico su centri urbani ed infrastrutture), la scarsità della risorsa idrica di subalveo (unica fonte di approvvigionamento per gli usi civili e irrigui) e infine l'arretramento della linea di riva sulla costa (per la drastica riduzione di trasporto solido). Fu quindi redatto il Progetto Strategico (1999), poi recepito nel PAI (2001-2004), con obiettivi di difesa idraulica ed idrogeologica del territorio e di riequilibrio ambientale, da perseguire con la realizzazione di una serie di sistemazioni idraulico-forestali dei sottobacini montani, aumento della ricarica naturale dell'acquifero di subalveo e aumento del trasporto solido, almeno nella sua frazione più fine (riequilibrio della linea di riva).
Nel 2005 l'Amministrazione Provinciale di Pisa ha incaricato un'ulteriore indagine conoscitiva del Fiume Cecina (*Billi*, 2005), con lo scopo di individuare le variazioni morfologiche più recenti e le tendenze evolutive in atto, da considerare per le successive progettazioni degli interventi previsti dal PAI. Sono state confermate le criticità del quadro conoscitivo, anche se attenuate grazie all'avvenuta realizzazione di alcuni interventi del Progetto Strategico (e quindi del PAI). È stato individuato un trend di riduzione costante delle portate medie annuali e mensili accompagnato da una diminuzione dell'entità e della frequenza degli eventi di piena (in parte dovuta alla diminuzione degli afflussi). Si prevedono quindi evoluzioni d'alveo legate alla variazione della portata di bankfull. Lo studio non riscontra deficit di capacità di trasporto dei sedimenti e persistono gli effetti dei prelievi di inerti e delle variazioni nell'uso del suolo, nonchè il deficit di trasporto solido e la carenza della percentuale sabbiosa dei sedimenti (prevalentemente ghiaie). È risultato che l'andamento del profilo longitudinale del livello di bankfull è approssimabile con una curva di potenza invece che con un'esponenziale (concava verso l'alto), che in letteratura viene associata ad una condizione di equilibrio. La carenza di concavità sembra indicare un disequilibrio rispetto al profilo del fondovalle e del letto (entrambi ad andamento esponenziale) e fa presupporre la propensione a ulteriori evoluzioni morfologiche. Ci si aspetta una tendenza

all'aumento della sinuosità (in parte già rilevato nell'indagine) e della larghezza della sezione (per erosioni di sponda) nella zona centrale del corso d'acqua, nonché evoluzioni per ridurre la pendenza nel tratto di valle verso la foce. Il corso d'acqua non risulta più connesso alla pianura alluvionale Olocenica se non per piene eccezionali (trovandosi ad un livello medio di 2 m più basso), e scorre all'interno di un macrocanale dove sta formando una nuova pianura alluvionale.
Le informazioni fornite dal quadro conoscitivo (1999) e da *Billi* (2005) confermano quelle di *Surian & Rinaldi* (2002, 2003, 2004 e 2005) e *Rinaldi* (2003), secondo i quali il Fiume Cecina negli ultimi decenni ha subito una moderata incisione (da 1 a 2 m) combinata con un restringimento di alveo (dal 10 all'80%), principalmente a causa dell'escavazione di inerti.
Al fine di affrontare queste criticità, nel 1999 è stato redatto un primo progetto di intervento, basato sulla realizzazione di rampe in massi in un tratto caratterizzato da morfologia transizionale. La passata attività di scavo in alveo in questo tratto ha depauperato il materasso alluvionale, e generato l'abbassamento della thalweg facendo affiorare il substrato roccioso argilloso. Gli scavi nelle aree di pertinenza fluviale hanno impoverito i depositi alluvionali e quindi drasticamente ridotto gli acquiferi ivi presenti e il trasporto solido verso valle. L'alveo, abbassandosi, si è disconnesso dalla pianura alluvionale (larga alcune centinaia di metri) e la sezione (larga 10-20 m) risulta composta da uno o più terrazzamenti per sponda. La presenza di argilla fa si che il contributo al trasporto solido sia composto da granulometrie che riducono la permeabilità primaria dell'asta principale limitando anche fortemente la naturale ricarica dell'acquifero in subalveo.

3. Descrizione degli interventi

Il Fiume Cecina è un corso d'acqua a regime torrentizio che si origina dalle Cornate di Gerfalco in Provincia di Grosseto (comune di Montieri) a 1060 m s.l.m.. Lungo il suo corso di 79 km attraversa le province di Siena, Pisa e Livorno. Sfocia in prossimità di Cecina, dove il Bacino misura 903 kmq.
Gli interventi illustrati consistono in rampe in pietrame, e sono tra quelli

previsti nel Piano Strategico e nel PAI. Sono localizzati nella parte di monte del Bacino (Figura 1), dalla confluenza con il Torrente Vetrialla al ponte della Spineta, dove l'area del bacino è 125,59 kmq e l'asta è 20,9 km.
Lo scopo primario è ricostituire i depositi di materiali lapidei di varie pezzature per favorire la ricarica naturale della falda in subalveo (innalzamento del livello di falda ed incremento del volume dell'acquifero) e fornire al corso d'acqua gli strumenti per operare spontaneamente un naturale riequilibrio dell'assetto dell'alveo. Da *Rinaldi, Wyzga & Surian* (2005*)* risulta che se è presente un consistente materasso alluvionale, il corso d'acqua riesce a rigenerare il trasporto solido abbastanza velocemente.
Come effetti secondari si persegue la maggiore stabilità della sponda nei tratti in adiacenza alle infrastrutture, e una maggior connessione tra alveo e pianura alluvionale. Il ripristino dell'acquifero, oltre che per gli attingimenti, ha effetti positivi anche sulla fascia riparia (formazione di habitat, presenza della flora e quindi di ombra e copertura per il corso d'acqua). Il ripristino del materasso alluvionale (forme di fondo, isole, barre e ammassi di materiale flottante) favorisce la diversità morfologica ed idraulica (habitat ripariali ed acquatici). L'innalzamento del fondo alveo (maggior connessione tra alveo e pianura alluvionale) ha effetti negativi sulla pericolosità idraulica locale, ma favorisce il recupero delle zone umide (habitat). Aumentando la laminazione delle piene in zone lontane dai centri abitati, si contribuisce inoltre a diminuire l'energia della corrente, scarsamente dissipata dal passaggio sugli affioramenti argillosi.
È stato deciso di intervenire sulle criticità rilevate, per stimolare l'autorecupero del Fiume Cecina prima che la situazione potesse diventare irrecuperabile, accelerando i naturali processi di autoregolazione che normalmente impiegherebbero tempi molto lunghi per innescarsi. Pur non essendo definita una vera e propria "vision", si è tentato di accelerare il raggiungimento di un nuovo stato di equilibrio del corso d'acqua che prevedesse la presenza di un materasso alluvionale sufficiente a garantire gli effetti positivi sopra illustrati. Per evitare interventi incisivi (eventuale innesco di evoluzioni indesiderate e incontrollabili) è stato scelto un approccio empirico basato sulla filosofia dell'intervento graduale a basso impatto ambientale, realizzando rampe di altezza limitata, con l'intento di

verificare successivamente gli effetti da esse prodotti e con la prospettiva di integrare l'intervento in fasi successive (ad esempio infittendo le rampe) qualora se ne fosse registrata la necessità. L'obiettivo è il ripristino degli approfondimenti di alveo generati dalle escavazioni (1-2 m), tuttavia non è stato studiato l'effetto delle opere sull'evoluzione dell'alveo a valle.
L'utilizzo di massi ciclopici (forte permeabilità) permette lo scambio tra alveo e falda attraverso materiali compatibili con l'ambiente fluviale; inoltre in caso di spostamento dell'alveo sono mimetizzabili e compatibili con la variabilità naturale.

3.1 Interventi della Comunità Montana della Val di Cecina

Il progetto preliminare della Comunità Montana della Val di Cecina, redatto nel 1999, prevedeva la realizzazione di nove rampe in pietrame su un tratto di 3.365 m, per ridurre la pendenza media dell'alveo (circa 6‰) fino ad un valore di "equilibrio" (2‰), determinato sulla base della granulometrie dei materiali che si voleva trattenere. La scarsità dei finanziamenti permise di realizzare solamente tre rampe in modo da raggiungere una pendenza intermedia del 4‰.
Le rampe, alte 1 m dal fondo alveo, sono costituite da massi sciolti del diametro di circa 50-70 cm, legati tra loro con cavi in acciaio e disposti con tipologia rip-rap. L'estensione delle rampe è limitata all'alveo inciso (affioramenti di argilla) e ad un ristretto intorno. Il paramento di valle ha pendenza non superiore al 10% per consentire la risalita dei pesci e la dissipazione di energia della corrente (maggiore estensione). Sono previsti pali infissi per stabilizzare i massi e ancorare i cavi. Contro l'aggiramento delle rampe sono previste alle due estremità trincee di 1,5 m, riempite con massi.
Il progetto stimava un ripascimento del fondo variabile tra 0 e 1,8 m (altezza media di circa 1 m), ma non si sono raggiunti gli effetti sperati in quanto il funzionamento delle rampe non è risultato ottimale.
Il deflusso sembra avvenire prevalentemente per filtrazione attraverso i massi, compromettendo sia il ripascimento che la continuità longitudinale.
I massi sono stati movimentati dalle piene e i cavi di ancoraggio asportati. Si sono sviluppate consistenti erosioni al piede. La corrente ha asportato i

materiali di trincea scavando canali secondari dislocati rispetto a quello di magra di progetto producendo aggiramento della struttura ed erosione di sponda subito a valle (Figura 2).

Figura 2 – Danni subiti (filtrazione, erosione di sponda e al piede) dal paramento di valle della rampa n. 1 della Comunità Montana (Foto: Regione Toscana).

Inizialmente si è notato un leggero accumulo di sedimenti a monte delle rampe ma, dal 2007, questo effetto sembra terminare. Nel 2010 le rampe risultano seriamente danneggiate con massi movimentati a formare una "v" nella direzione della corrente in corrispondenza dell'alveo di magra. I depositi risultano scarsi o inesistenti. L'alveo appare maggiormente confinato e la vegetazione riparia arborea risulta più consolidata nella fascia a ridosso del canale attivo. Si noti che i pluviometri della zona hanno registrato piogge giornaliere eccezionali (sopra i 50 mm, indicativo per tutte le stazioni) il 17/9/2006 (da 59,2 a 76,2 mm), 29/11/2008 (66,8 mm), 19/9 (da 54,0 a 65,4 mm) e il 1/11/2010 (da 58,8 a 85,2 mm).

3.2 Interventi dell'Amministrazione Provinciale di Siena

Dato lo scarso recupero del materasso alluvionale realizzato con i primi interventi, nel 2008 viene redatto il progetto della Provincia di Siena, prevedendo di infittire gli interventi della Comunità Montana. Fu rilevata la presenza a monte di alcune aree di deposito, potenziali fonti di sedimenti qualora movimentati dalle piene, e che si intendeva intercettare con il nuovo sistema di rampe. È stata Mantenuta la precedente tipologia di intervento, introducendo alcuni miglioramenti progettuali sulla scorta dell'esperienza

maturata.
Le rampe (sempre alte 1 m) vengono collocate nei tratti di affioramento del substrato di argilla (materasso alluvionale completamente assente), privilegiando i siti con naturali restringimenti d'alveo (costi minori e prevenzione dell'aggiramento delle strutture). La struttura delle rampe è estesa a tutta la sezione utile, per evitarne l'aggiramento. Sono previsti massi con diametri maggiori dei precedenti (circa 1-1,5 m) posizionati, per maggior stabilità, secondo una superficie liscia di scivolamento (corazzamento artificiale). I pali sono infissi solamente in corrispondenza dell'alveo di magra. Il posizionamento dei massi a rip-rap conferisce ai primi interventi un aspetto più naturale (minor artificialità, minor impatto) ma i cavi in acciaio (materiale avulso dall'ambiente circostante) usati per legare i massi, se asportati dalla piena (come è di fatto avvenuto), possono avere effetti di imbrigliamento, favorendo la formazione di ammassi di vari materiali in alveo. Il paramento di valle ha un profilo leggermente concavo verso l'alto (piccolo rialzamento nel tratto terminale), per aumentare la dissipazione dell'energia della corrente ed evitare le erosioni al piede. Il rabbocco con materiali argillosi (piccole rampe) sia a monte che a valle delle strutture, è per evitare la filtrazione attraverso (o sotto) di esse (discontinuità longitudinale) e favorire il deposito di inerti.

Figura 3 – Tipologia di rampa realizzata dalla Provincia di Siena, vista monte (Foto: Regione Toscana).

Anche dopo il passaggio delle piene del 2010, la struttura delle rampe appare stabile ed i massi non risultano movimentati. Il deflusso principale non è più per filtrazione e si hanno zone di deposito sia a monte che a valle. Non si registrano ad oggi erosioni al piede. Dato che le rampe sono del 2008

è difficile stimare le evoluzioni degli effetti nel tempo. Si auspica la continuità del monitoraggio al fine di verificare la maggiore durabilità ed efficacia delle tecniche utilizzate nel secondo gruppo di interventi.

4. Conclusioni

Per far fronte agli effetti negativi innestati dall'escavazione di inerti nelle pertinenze del Fiume Cecina, l'Autorità di Bacino di interesse regionale Toscana Costa ha previsto alcuni interventi finalizzati ad incentivare il corso d'acqua a cercare autonomamente il proprio riequilibrio. Tra questi ci sono le due tipologie di rampe in pietrame messe in opera dalla Comunità Montana della Val di Cecina e dalla Provincia di Siena. Dal loro confronto si è tentato di individuare una buona prassi progettuale per questi tipi di opere in corsi d'acqua con caratteristiche simili al tratto studiato.
È necessario che la progettazione tenga conto della morfologia dell'alveo e delle sue possibili tendenze evolutive (equilibrio dinamico), considerando le perturbazioni introdotte dalle azioni antropiche. Per una maggiore durabilità ed efficacia degli interventi risulta quindi opportuno estendere le strutture per l'intera ampiezza dell'alveo mobile.
L'utilizzo di massi di dimensioni anche maggiori rispetto a quelle fornite dalle formule del trasporto solido e posizionati a formare un corazzamento artificiale favorisce la stabilità, la durabilità e l'efficacia delle strutture.
È opportuno assicurare una buona dissipazione dell'energia della corrente (profilo del paramento di valle appositamente sagomato) in quanto, nonostante l'altezza delle rampe sia modesta, tendono a formarsi delle forti erosioni al piede delle opere.
È auspicabile un costante monitoraggio degli interventi realizzati e delle evoluzioni da essi indotte, seguendo lo spirito dei successivi aggiustamenti, per esempio realizzando le opere in più lotti e mantenendo la sinergia tra progetti successivi nello stesso tratto o in tratti adiacenti, in modo da permettere lo sviluppo di un sistema di opere omogeneo.
Si ritiene necessario introdurre, nella progettazione di interventi di questo tipo, la stima del trasporto solido, dei tempi di riempimento delle rampe

(volumi trattenuti) e delle evoluzioni d'alveo attese, nonché valutazioni sugli aspetti ecologici legati alla realizzazione di opere che potrebbero alterare la continuità longitudinale del corso d'acqua. Tutti questi aspetti dovrebbero essere sviluppati in un'analisi costi-benefici che tuttavia, nella progettazione degli interventi esposti non è stata presa in considerazione.

Bibliografia

AA.VV. (1999). *Progetto strategico per il riequilibrio idrogeologico del Bacino del Fiume Cecina con rinaturalizzazione d'alveo e recupero degli ecosistemi fluviali*. Bacino Regionale Toscana Costa, Livorno.

Billi P. (2005). *Indagine conoscitiva sulle caratteristiche morfologiche, sedimentologiche ed idrologiche del Fiume Cecina*. Provincia di Pisa, Pisa.

Conti L., Berardi F (2008). *Lavori di rinaturalizzazione dell'alveo del Fiume Cecina ed adeguamento delle opere in Provincia di Siena*. Progetto Esecutivo dell'Amministrazione Provinciale di Siena.

Gozzini A. (1999). *Sistemazione idraulica e rinaturalizzazione tratto del Fiume Cecina dalla confluenza con il Torrente Vatrialla al ponte della "Spineta"*. Progetto Esecutivo della C. M. della Val di Cecina.

Rinaldi M., Surian N. (2002). *Variazioni morfologiche ed instabilità di alvei fluviali: metodi ed attuali conoscenze sui fiumi italiani*. Atti Giornate di Studio su Dinamica Fluviale, 14-15 giugno 2002, Grottammare (AP).

Rinaldi M. (2003). *Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, Central Italy*. Earth Surface Processes and Landforms 28: 587– 608.

Rinaldi M., Wyzga B., Surian N. (2005). *Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives*. River Research and Applications 21: 805 – 828.

Surian N., Rinaldi M. (2003). *Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy*. Geomorphology 50: 307– 326.

Surian N., Rinaldi M. (2004). *Channel adjustments in response to human alteration of sediment fluxes: examples from Italian rivers*. Sediment transfer through the Fluvial System, IAHS Publ. 288.

Interventi estesi di riqualificazione fluviale lungo gli affluenti del medio corso del Fiume Dese

Paolo Cornelio – Consorzio di Bonifica Acque Risorgive,
Carlo Bendoricchio – Consorzio di Bonifica Acque Risorgive,
Giovanni Carretta – Ingegneria 2P & associati s.r.l., Bruno Boz – Biologo libero professionista, Bruna Gumiero – Università di Bologna

Sommario

La Regione del Veneto, attraverso il "Piano per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia", finanzia interventi di ricalibratura degli alvei che permettano di rinaturare il reticolo minore e la rete di bonifica e di aumentare i tempi di residenza delle acque nel sistema drenante, ponendosi l'obiettivo di favorire i processi naturali di fitodepurazione e di ridurre gli apporti di azoto e fosforo alla Laguna. In tale ottica il Consorzio di Bonifica Acque Risorgive ha recentemente (2008) realizzato un progetto di vasta scala per la ristrutturazione degli affluenti del medio corso del fiume Dese (Rio S. Martino, Rio S. Ambrogio e Scolo Desolino), con lo scopo prioritario di conseguire una riduzione della quantità di nutrienti (azoto e fosforo) sversati nella Laguna di Venezia. Nel contempo, in considerazione della particolare situazione di criticità idraulica a cui il territorio è soggetto (principalmente a causa dell'incremento dell'urbanizzazione), il progetto ha messo in atto una riqualificazione della rete di bonifica che potesse ridurre anche i problemi di esondazione e di allagamento di alcune zone del territorio interessato. A pochi anni di distanza dal completamento dei lavori, il rapido sviluppo della vegetazione ha permesso al Consorzio di dare inizio alle attività di monitoraggio della qualità delle acque, con riferimento specifico agli effetti di riduzione dei nutrienti indotti dalla messa a dimora di fasce tampone. Un confronto fra i risultati dell'attività di monitoraggio (se pure ancora in una fase iniziale) e le previsioni progettuali sta dando conferma dell'efficacia di questa azione.

1. Gli obiettivi e le strategie di intervento

La Regione del Veneto, attraverso il *"Piano per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia"*, finanzia interventi di ricalibratura degli alvei che permettano di rinaturare la rete di bonifica e di aumentare i tempi di residenza delle acque nel sistema drenante, ponendosi l'obiettivo di favorire i processi naturali di fitodepurazione e di ridurre gli apporti di azoto e fosforo alla Laguna. In tale ottica il Consorzio di Bonifica Acque Risorgive (all'epoca dell'intervento: Consorzio di Bonifica Dese Sile) ha portato a termine, nel novembre del 2008, la realizzazione del progetto "Ristrutturazione della rete di bonifica dell'area centrale e del medio corso dei fiumi Dese e Zero, nei Comuni di Scorzè VE, Zero Branco TV, Trebaseleghe PD, Piombino Dese PD, tributaria dei corsi d'acqua consortili: Piovega di Cappella, scolo Desolino, Rio San Martino, Piovega di Scandolara, Rio S. Ambrogio, Piovega di Levada e Piovega di Tre Comuni", per una spesa complessiva di 4.131.655,20 euro. Il progetto ha avuto quale obiettivo principale la riduzione dei carichi di nutrienti traspostati dai canali di bonifica minori. Avere perseguito questo obiettivo attraverso interventi che valorizzassero la complessità ecologica all'interno degli alvei ha portato a risultati evidenti in termini di qualità ambientale della rete idrica, ma al contempo ha garantito una drastica riduzione dei rischi di esondazione e di allagamento che sempre più spesso affliggevano alcune zone del territorio interessate dal progetto. Questo a riprova del fatto che nell'ottica di una progettazione integrata molto spesso i due obiettivi di abbattimento degli inquinanti attraverso l'incremento della capacità auto depurativa e la riduzione del rischio idraulico attraverso l'aumento della capacità di laminazione diffusa sono sinergici.

2. Il territorio tra il fiume Dese e il fiume Zero

Il progetto di ristrutturazione della rete di bonifica dell'area centrale e del medio corso dei Fiumi Dese e Zero si è basato su una dettagliata analisi del

territorio oggetto degli interventi. L'area interessata, ricade all'interno della fascia delle risorgive e pertanto in fase di magra i canali sono generalmente alimentati dalle acque di falda; esistono poi numerosi pozzi privati (fontane) che prelevano in continuo le acque dalle falde artesiane, scaricandole nei corpi ricettori di superficie e contribuendo all'alimentazione degli stessi. L'area è sita sopra il livello del medio mare ed è degradante verso la Laguna di Venezia, pertanto, a differenza che in altre aree gestite dal Consorzio, i corsi d'acqua defluiscono per via naturale e non sono soggetti a scolo meccanico. La maggior parte dei canali non sono arginati, se non nella loro parte terminale, e risultano essere corpi ricettori delle acque di drenaggio della pianura che attraversano. Per necessità di tipo idraulico, prima degli interventi di progetto le sponde dei collettori consortili, sottoposte a pratiche di gestione tradizionali, si presentavano del tutto prive di vegetazione arborea e arbustiva, e in molti tratti era possibile notare la presenza invasiva di specie erbacee nitrofile. Sotto l'aspetto prettamente idraulico, il territorio in esame era caratterizzato da molte aree a elevata criticità; come confermato dalla frequenza degli eventi di allagamento che colpivano sia le aree urbanizzate che le aree agricole. Dall'analisi della documentazione reperita e dai calcoli idrologici e idraulici, si è reso evidente come tale criticità idraulica fosse da imputare principalmente al sottodimensionamento delle sezioni dei canali consortili che, a seguito delle mutate condizioni del territorio, quali l'aumento dell'impermeabilizzazione dello stesso e le diverse pratiche agricole (ad esempio drenaggio tubulare), non risultavano più sufficienti allo smaltimento delle acque in caso di eventi meteorici di particolare intensità.

3. Gli interventi di sistemazione ambientale e idraulica

Il quadro delle soluzioni progettuali adottate può essere così sintetizzato:

- Realizzazione di fasce tampone arboree: le formazioni arboree riparie sono in grado di ridurre il carico di nutrienti trasportato dalle acque e risultano molto efficaci quando possono intercettare i deflussi idrici sub superficiali che arrivano dai terreni coltivati (Gumiero et al., 2011). Oltre a svolgere una funzione depurativa, la presenza di alberi e arbusti

permette di incrementare il numero di habitat disponibili per le specie animali e di creare corridoi ecologici di notevole interesse naturalistico (Naiman *et al.*, 1993; Nijland & Menke, 2006);

Figura 1 – Fascia tampone monofilare realizzata in sponda sinistra della Piovega di Scandolara; la freccia gialla indica la zona oggetto dell'ampliamento di sezione con la creazione di una nuova golena. La sezione era inizialmente uguale a quella ancora visibile in sponda destra (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

- Realizzazione di zone umide: la creazione di ambienti umidi più ampi all'interno dell'alveo, eventualmente controllabili a livello idraulico per ottimizzare la gestione dei livelli idrici, consente di trattare le acque direttamente all'interno del canale. Infatti, lo sviluppo di ampi popolamenti a canneto (es. di *Phragmites australis* o *Typha* sp.), o a specie miste di elofite (piante erbacee palustri) favorisce i processi di depurazione naturale e permette di ridurre le concentrazioni di nutrienti (in particolare azoto nitrico) nelle acque dei corsi d'acqua (Brix, 1991);

Figura 2 – Area umida realizzata presso lo Scolo Desolino (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

- Incremento e gestione della vegetazione in alveo: un aumento diffuso della presenza di vegetazione all'interno dei canali porta a elevare il grado di biodiversità e a rendere più articolata la catena alimentare, moltiplicando le possibilità di utilizzo e trasformazione dei nutrienti in eccesso (Hooper *et al.* 2012; Sardans *et al.* 2011; Schabhüttl *et al.*,2012; Striebel *et al.* 2009;). A questo fine, nelle aree golenali di nuova formazione sono stati eseguiti degli impianti di specie arboree e arbustive igrofile, mentre per la vegetazione erbacea si è lasciato spazio alla colonizzazione spontanea. Inoltre, al termine dei lavori, si è predisposto un piano di manutenzione specifico che garantisse il regolare deflusso delle acque ma nel contempo preservasse la maggior parte delle formazioni vegetali presenti in alveo (ad esempio intervenendo solo su una sponda o su zone più alte delle scarpate senza intervenire nelle aree golenali neo formate);

Figura 3 – Un classico "prima e dopo" permette di apprezzare la significativa naturalità conferita al corso d'acqua rispetto alla situazione iniziale (Foto: Cons. Bon. Acque Risorgive – VE).

- Ricalibratura degli alvei: l'allargamento delle sezioni dei canali, eseguito secondo criteri quanto più naturalistici possibile, crea all'interno dell'alveo ambienti che si diversificano per umidità del suolo e per velocità e profondità dell'acqua. Questo tipo di intervento migliora la complessità ecologica del corso d'acqua ma è anche in grado di assicurare migliori condizioni di sicurezza idraulica al territorio, grazie alla maggiore capacità di invaso della rete idrica minore. Riuscire e scongiurare gli eventi di esondazione durante i fenomeni di piena ha degli effetti positivi anche sulla qualità delle acque, poiché si evita il trasporto nei canali di una grande quantità di inquinanti che si mobilitano proprio durante gli eventi di piena (si pensi ai solidi sospesi ed agli inquinanti ad essi adsorbiti) e si elimina un'ulteriore causa di contaminazione. Infine, l'andamento non rettilineo e la presenza di aree di espansione lungo il canale riducono la velocità dell'acqua, favorendo così i processi naturali di rimozione e ritenzione dei nutrienti.

4. Valutazione dell'efficacia degli interventi in termini di smaltimento delle portate di piena

Il progetto in esame, anche se di carattere prevalentemente ambientale, ha compreso un'analisi idrologica e idraulica della rete dei canali di bonifica. Nel calibrare gli interventi di disinquinamento, con lo scopo di alleviare i problemi idraulici che spesso affliggevano le aree interessate, si è assunta una precipitazione di progetto avente tempo di ritorno 30 anni. Di seguito, si riportano in modo sintetico i risultati ottenuti dalle elaborazioni idrologiche e idrauliche effettuate, con particolare riferimento alle zone che risultavano più soggette a fenomeni di esondazione durante le piene.

4.1 Rio San Martino

A seguito della realizzazione di un nuovo canale di diversione delle acque verso lo Scolo Desolino, si è ottenuta una prima riduzione della portata in ingresso al Rio San Martino, da 3,5 mc/s a 1,5 mc/s circa. La realizzazione delle aree golenali lungo il primo tratto del corso d'acqua ha poi contribuito

in modo significativo all'abbassamento del colmo di piena all'ingresso dell'abitato di Rio San Martino, con un valore di portata che è passato da 5,1mc/s a 2,9 mc/s.
Le aree golenali a vegetazione arborea, realizzate in fregio al corso d'acqua a valle del centro abitato, hanno inoltre permesso di:

- abbassare la quota del pelo libero in fase di piena, così che i fenomeni di esondazione venissero limitati alle aree occupate dalle fasce tampone arboree, evitando in questo modo di arrecare danno agli insediamenti urbani o ai coltivi;
- abbattere il colmo di piena da 10,3 mc/s a 8,0 mc/s, con conseguente sgravio del Fiume Dese.

4.2 Scolo Desolino

La realizzazione delle aree golenali ha permesso di contenere gli eventi di piena di progetto all'interno dell'alveo e di laminare il colmo in modo da diminuire la portata convogliata al Fiume Dese, con un abbassamento dei valori massimi da 7 mc/s a 5,5 mc/s.

4.3 Rio Sant'Ambrogio

Alcune aree attraversate dal Rio Sant'Ambrogio risultavano soggette ad esondazioni a seguito di eventi meteorici caratterizzati da tempi di ritorno dell'ordine del decennio. Gli interventi di progetto hanno prodotto un effetto di laminazione del colmo di piena, comportando un abbassamento generalizzato dei livelli idrici che (assieme ai limitati riporti di terreno per l'innalzamento delle sponde arginali realizzati nelle aree più depresse) ha consentito il contenimento dell'onda di piena al di sotto del piano campagna. Contemporaneamente si è ottenuto un decremento delle portate convogliate al fiume Dese, da 11,5 mc/s a 10,5 mc/s.

4.4 Portata complessiva

A seguito degli interventi, le portate complessivamente convogliate al Fiume Dese dal Rio S. Ambrogio, dal Rio S. Martino e dallo Scolo Desolino, sono diminuite da un valore al colmo di 29 mc/s fino a 25 mc/s (Figura 4).

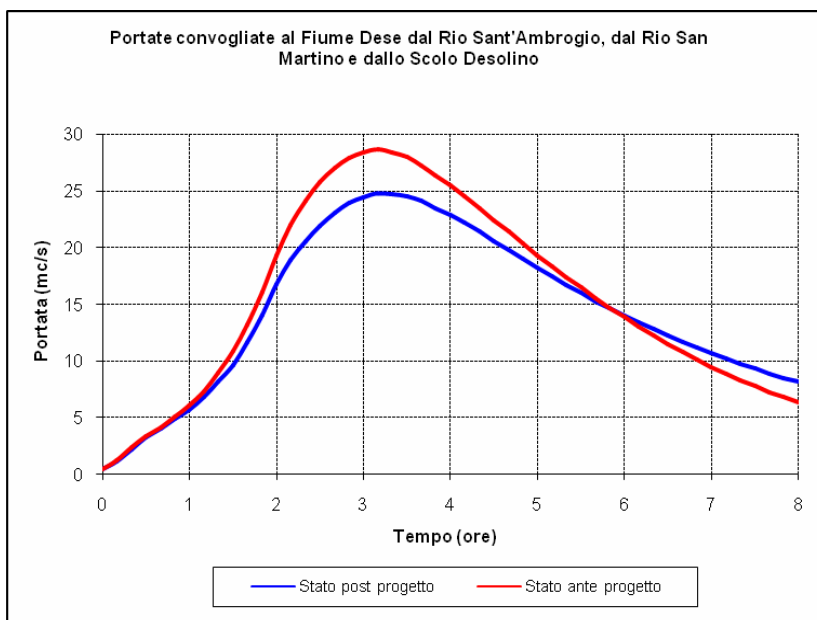



Figura 4 - Simulazione della riduzione dei picchi di piena convogliati al Fiume Dese dai tre affluenti interessati dagli interventi.

5. Valutazione dell'efficacia degli interventi ai fini del disinquinamento

I carichi di nutrienti, che attraverso la rete di bonifica si riversano nella Laguna di Venezia, provocano fenomeni di eutrofizzazione delle acque e incrementi abnormi nello sviluppo della biomassa algale, contribuendo al degrado ecologico della Laguna stessa. Il Consorzio si è quindi posto l'obiettivo di intervenire in un territorio in cui l'eccesso di nutrienti nelle acque fosse da imputare in gran parte a fonti di inquinamento diffuso di origine agricola, e in particolare al dilavamento dei concimi minerali utilizzati nelle colture, con l'obiettivo primario di ridurre le quantità di azoto e fosforo trasportate dai canali di propria competenza.

Per le principali tipologie di azioni (zone umide, realizzazione di fasce di fragmiteti nelle zone golenali, fasce tampone), in fase progettuale è stata

proposta una previsione di efficacia in termini di rimozione di N e P basata su parametri sperimentali derivati da precedenti studi applicativi realizzati nell'area consortile (Haycock, 1997). Queste stime si traducono di fatto in una quantificazione delle quantità di N e P che si prevede vengano rimosse per unità di superficie di intervento (Tabella 1).
Limitatamente all'azione fascia tampone, per verificare la bontà di queste stime, è stato previsto un monitoraggio dell'efficacia di rimozione in un sito sperimentale rappresentativo. Dalla sperimentazione in corso, emerge un'importante conferma delle ipotesi progettuali, sia in relazione all'effettiva capacità di questi sistemi di intercettare la falda diretta dalle zone agricole al corso d'acqua, sia in relazione alla capacità del sistema tampone di rimuovere percentuali elevate di azoto (70-90%).

		Zone umide	
		Superfici intervento (ha)	Abbattimento totale (t/anno)
Ntot		11,12	7,85
Ptot			0,33
		Fasce di fragmiteti	
	Coeff. abbattimento (t/anno/ha)	Superfici intervento (ha)	Abbattimento totale (t/anno)
Ntot	0,34	1,03	0,35
Ptot	0,051		0,05
		Fasce tampone	
	Coeff. abbattimento (t/anno/ha)	Superfici intervento (ha)	Abbattimento totale (t/anno)
Ntot	0,514	8,82	4,53
Ptot	0,029		0,26

Tabella 1 – Stima previsionale dell'efficacia degli interventi in termini di abbattimento di N e P

In particolare si osserva un'elevata efficacia del sistema tampone nella zona posta ai piedi della scarpata e nella golena neo-formata (a seguito degli interventi di ampliamento della sezione), essendo la falda prossima agli

strati di suolo maggiormente interessati dalla rizosfera e biologicamente più attivi (Figura 5).

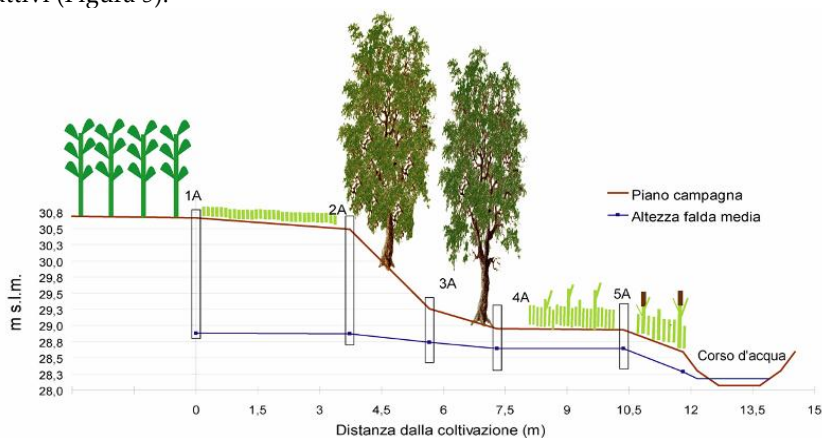



Figura 5 – Sezione (in scala) del sito di monitoraggio dell'efficacia delle fasce tampone. Si osservi l'andamento della profondità della falda.

6. Conclusioni

L'esperienza descritta fornisce un esempio di interventi estesi di riqualificazione del reticolo minore fortemente artificializzato realizzata cercando di bilanciare diverse esigenze e tenendo conto dei limiti imposti dalla forte pressione antropica presente nel territorio limitrofo. La realizzazione degli interventi di ampliamento delle sezioni, e la messa a dimora delle fasce tampone ha richiesto in molti casi l'esproprio di alcune porzioni dei terreni agricoli limitrofi; un approccio diverso, basato sul coinvolgimento attivo dei privati, richiede tempi, una maturazione culturale e attività specifiche di interazione diversi. Non va però sottovalutata l'importanza di avere realizzato esempi concreti e tangibili di azioni che possono essere osservate da tutti. In quest'ottica, lo sforzo di un monitoraggio pre-post, che ha riguardato per ora solo alcune delle azioni di progetto andrebbe sicuramente rafforzata.

Bibliografia

Brix, H. (1991). *The use of macrophytes in wastewater treatment: biological features*. In: Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives, (Edited by P. Madoni), Perugia, Italy, pp. 321-328

Gumiero, B., Boz, B., Cornelio, P. and Casella, S. (2011), *Shallow groundwater nitrogen and denitrification in a newly afforested, subirrigated riparian buffer*. Journal of Applied Ecology, 48: 1135–1144. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02025.x

Haycock N., 1997 in "Interventi di riqualificazione ambientale lungo il basso corso del Fiume Zero per il controllo e la riduzione dei nutrienti sversati nella Laguna di Venezia". Consorzio di Bonifica Dese Sile. Relazione di progetto.

Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez A., Duffy, J.E. Gamfeldt, L. and O'Connor, M.I..(2012) *A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change.* Nature: online publication date: 2-May-2012.

Naiman, R. J., Decamps, H. and Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological Applications 3, 209-212.

Nijland, H., Menke, U. (Eds.) (2006). *Flood Risk Management and Multifunctional Land Use in River Catchments*. – Conference Proceedings, Mainz, Germany, ISBN 90-369-5730-3, Rijkswaterstaat, The Netherlands.

Sardans, J., Rivas-Ubach, A. and Peñuelas, J. (2011) *The elemental stoichiometry of aquatic and terrestrial ecosystems and its relationships with organismic lifestyle and ecosystem structure and function: a review and perspectives.* Biogeochemistry: online publication date: 19-Aug-2011

Schabhüttl, S., Hingsamer, P.,, Weigelhofer, G., Hein,T., Weigert, A. and Striebel, M. (2012) *Temperature and species richness effects in phytoplankton communities.* Oecologia: online publication date: 1-Aug-2012.

Striebel, M., Behl, S and Stibor, H.. 2009. *The coupling of biodiversity and productivity in phytoplankton communities: consequences for biomass stoichiometry.* Ecology 90:2025–2031.

Gestione della vegetazione nel tratto urbano del fiume Arno a Firenze

Alessandro Errico – Università di Firenze
Federico Preti –Università di Firenze

Sommario

Si presenta il proseguimento dello studio idraulico per la determinazione degli effetti della vegetazione sulle condizioni di rischio idraulico in un tratto urbano del fiume Arno a Firenze caratterizzato da differenze di gestione in sponda destra e sinistra. A distanza di due anni dal primo lavoro, un nuovo rilievo ha permesso l'elaborazione di nuovi dati ed il calcolo di indici sintetici per la determinazione della copertura e dell'altezza della vegetazione, importanti per il mantenimento di una buona qualità ecologica del fiume.

1. Introduzione

Durante il mese di luglio 2010 sono stati effettuati alcuni rilievi sulla vegetazione presente sugli argini del tratto urbano del fiume Arno, allo scopo di svolgere studi relativi agli effetti che questa provoca sul deflusso (Errico e Preti, 2011). La vegetazione riparia costituisce un elemento fondamentale degli ecosistemi fluviali, a causa delle numerose funzioni che essa svolge, sia fisiche (stabilizzazione delle sponde, protezione dal'erosione) sia ecologiche (habitat, ombreggiamento, filtro, ecc.).

La modellizzazione delle complesse interazioni fra processi idraulici, geomorfologici e botanici in alveo è oggetto di continua e crescente attenzione scientifica (e.g. Darby, 1999; Nepf, 1999; Simon and Collison, 2002; Murray and Paola, 2003; Yager & Schmeeckle, 2007, Shafroth et al., 2010) sia sperimentale sia teorica (e.g. Cowan, 1956; Arcement and Schneider, 1984; Fathi-Maghadam and Kouwen, 1997; Darby, 1999; Morin et al., 2000; Ja¨rvela¨, 2002, Vionnet et al., 2004; Carollo et al., 2005; Green, 2005; Kirby et al., 2005; Wang and Wang, 2007; Rhee et al., 2008; Li and Millar, 2010; Forzieri et al., 2010-2011*)*.

L'obiettivo di questo lavoro è la valutazione dell'effetto che la vegetazione presente ha sul deflusso idrico e l'osservazione delle eventuali evoluzioni temporali, nell'intento di individuare un metodo che permetta di stabilire il massimo grado di sviluppo della vegetazione in condizioni di sicurezza idraulica.
Al fine di monitorare l'evoluzione della vegetazione riparia, e con essa le variazioni del suo effetto sul deflusso, i rilievi sono stati condotti a distanza di due anni l'uno dall'altro: i primi nel luglio 2010 ed i secondi nel luglio 2012. L'ultimo rilievo ha permesso di ricalcolare i parametri vegetazionali (spaziatura e diametro); i rilievi più recenti sono stati condotti sugli stessi transetti del 2010, ma in modo più approfondito, al fine di calcolare altri parametri precedentemente non considerati. Due indici sintetici relativi al grado di copertura ed all'altezza della vegetazione sono stati calcolati per le due sponde al fine di quantificare le differenze fra i due diversi criteri di gestione.
Si presentano inoltre i risultati della funzione Flood Level Analysis ottenuti con H-Model (Darby, 1999) per 6 differenti ipotetiche coperture vegetali.
La situazione in oggetto si presenta in netto contrasto con i principi della Riqualificazione Fluviale. Il fiume è totalmente regolato nel suo percorso da arginature e pescaie, attraversando la città con andamento pressoché rettilineo. La qualità ecologica è scarsa e difficilmente migliorabile tramite interventi di ampliamento o rimozione degli argini artificiali a causa della mancanza di spazi ed alla presenza di infrastrutture ed insediamenti. Il mantenimento di una fascia vegetata diversificata e stabile sugli argini resta l'unica azione possibile che possa garantire la presenza di habitats che altrimenti sarebbero destinati a scomparire in un'ottica incentrata alla massimizzazione della sicurezza idraulica.

2. Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nel tratto del fiume Arno che attraversa il Parco delle Cascine, subito a valle del centro storico della città di Firenze.
Il profilo trasversale è modellato artificialmente nella classica forma a

doppio trapezio, dimensionata in modo tale da contenere la piena ordinaria nell'alveo inciso e la piena trentennale nell'alveo comprensivo delle golene (Fig.1). Lo studio vegetazionale è stato condotto in corrispondenza di una sezione rappresentativa di tutto il tratto a portata costante. Le due sponde si presentano in condizioni di vegetazione decisamente diverse. La sponda destra è totalmente priva di individui arborei e la vegetazione è mantenuta allo stato erbaceo (in molti tratti giovane canneto). In sinistra viene applicato lo stesso trattamento, con la differenza che, al piede della sponda, è rilasciata una fascia di vegetazione arborea di larghezza variabile fra i 3 ed i 6-7 m, praticamente continua (Fig.1).
Questa situazione è dovuta al fatto che le due sponde sono gestite rispettivamente da due Consorzi di Bonifica diversi, che operano su incarico della Provincia di Firenze. I due Enti intervengono sulla vegetazione in modo nettamente differente: in sponda destra il Consorzio sfalcia due volte l'anno, impedendo lo sviluppo di vegetazione arborea non flessibile al fine di massimizzare la capacità di smaltimento; l'altro Consorzio invece mantiene un buffer arboreo al piede di sponda, con finalità ecologiche, paesaggistiche e di stabilizzazione.
Si sono ipotizzate sei diverse situazioni di copertura, variando la presenza di vegetazione arborea all'interno dell'alveo e l'altezza dell'erba, e si sono calcolati con un modello i livelli idrici corrispondenti alla portata trentennale, determinando così i diversi sovralzi idrici rispetto al livello di riferimento (calcolato in assenza di copertura vegetale; Tabella 2).
I calcoli sono stati condotti con il programma di calcolo H-Model (Darby, 1999), con dati di *input* spaziatura e diametro dei fusti per quanto riguarda la vegetazione arborea, l'altezza e lo stadio di sviluppo (erba in crescita, erba secca) per la vegetazione erbacea, mentre per i sedimenti è richiesto il diametro d84 (Darby, 1999; Guarnieri e Preti, 2007). Le informazioni necessarie a rappresentare la sezione dell'alveo sono state gentilmente messe a disposizione dall'Autorità di Bacino del fiume Arno, la quale ha fornito anche i livelli idrici e le portate relativamente ad assegnati tempi di ritorno e ad eventi reali per la validazione del modello (Errico e Preti, 2011).
È stata valutata la variazione del sovralzo idrico in funzione di diversi fattori vegetazionali, quali il rapporto spaziatura/diametro delle piante arboree ed

il rapporto altezza minima consentita/altezza reale della vegetazione erbacea. Sono anche stati confrontati i valori di tirante idrico per assegnata portata e di sforzo tangenziale sulle sponde per eventi reali che hanno comportato lo scotico della copertura erbacea (Errico e Preti, 2011).
Per quanto riguarda la fascia alberata, presente solo in sinistra idrografica, il rilievo è stato articolato in 3 transetti di 20 m di lunghezza per 2 di larghezza.

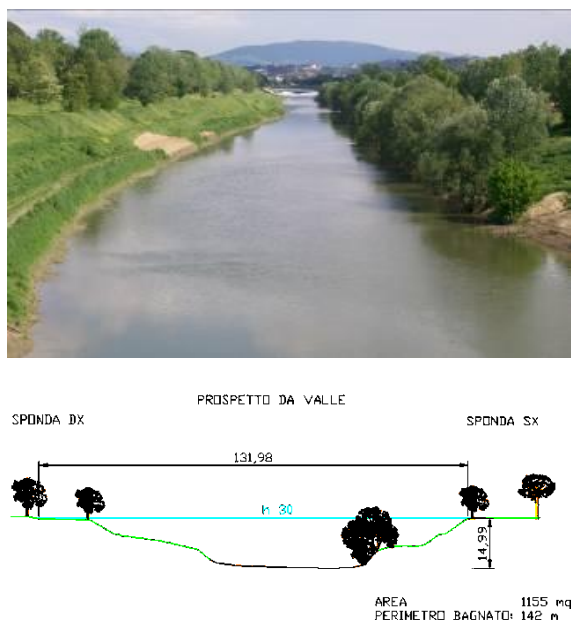



Figura 1 - Il tratto del fiume Arno indagato visto da valle (dal ponte all'Indiano): si osserva in sponda destra la copertura erbacea con una porzione erosa ed in sponda sinistra la fascia arborata. Sulla sezione (identificata dal codice AR0542, vista da valle, come la foto) è riportato il livello corrispondente alla portata trentennale (Autorità di Bacino del Fiume Arno) pari a 2.552 m^3/sec e lo schema del rilievo vegetazionale (Foto: F. Preti).

I rilievi sulla vegetazione erbacea sono stati effettuati su tre aree di saggio per sponda, di superficie di 72 m^2 (6x12 m). L'altezza varia fra i 0,5 ed i 2 m; in sponda sinistra la vegetazione erbacea è costituita principalmente da specie annuali, con forte presenza di ortica e artemisia, mentre in destra si ritrova presenza di ceppaie arboree in ricaccio, unite a nuclei sparsi di

Arundo donax e *Achnaterum spp.* di grandi dimensioni. Elaborando i dati raccolti durante il rilievo in campo, sono stati calcolati la spaziatura media s dei fusti tenendo conto della spaziatura fra le ceppaie e dei polloni sulla singola ceppaia ed il diametro medio d per ogni transetto come media aritmetica di tutti i diametri dei polloni rilevati (*Guarnieri e Preti, 2007*), ottenendo: s = 0,974 m, d = 0,154 m, il d84 dei sedimenti è pari a 0,035 m (Errico e Preti, 2011). Due anni dopo, nel luglio 2012, nuovi rilievi sono stati effettuati sullo stesso tratto per monitorare l'evoluzione della vegetazione e l'effetto di eventuali interventi di manutenzione. I criteri gestionali non sono cambiati: gli interventi si sono limitati all'asportazione di un limitato numero di piante stroncate o sradicate durante temporali e forti venti. Il soprassuolo arboreo presenta una distribuzione diametrica leggermente cambiata: a causa della concorrenza per la luce: le piante di minor diametro, sottoposte a quelle più grandi, sono per la maggior parte seccate. Si ha quindi che il popolamento presenta un diametro medio maggiore (0,19 m) ed una distanza media maggiore, dovuta al diradamento naturale che si è verificato (1,10 m). Laddove la copertura arborea è venuta meno, una fitta vegetazione costituita da specie erbacee, e da polloni e rinnovazione di specie arboree, provvede rapidamente a richiudere le aperture. Al fine di quantificare numericamente le differenze di copertura sulle due sponde, si sono calcolati sui transetti individuati per H-Model gli indici GCC e WCH (rispettivamente Global Canopy Cover e Weighted Canopy Height, *Bombino, 2006*). GCC è un indice di copertura che varia fra 0 e 100%, ottenuto sommando le % di copertura dei tre strati di vegetazione (arboreo, arbustivo, erbaceo) moltiplicate rispettivamente per 3/6, 2/6 e 1/6. WCH è invece un indice che esprime l'altezza media della vegetazione pesata in base alla % di copertura; si ottiene sommando i prodotti delle altezze medie ciascuno strato per la corrispondente % di copertura. Il rilievo è stato condotto in corrispondenza degli stessi transetti utilizzati in precedenza, di lunghezza 20 m, ma estesi in larghezza a 10 m (ottenendo così un'area di 200 mq per transetto), al fine di includere tutta l'ampiezza della fascia arborea in sponda sinistra e poterla così confrontare con la corrispondente copertura in destra. Il risultato si ottiene dalla media dei tre transetti.

3. Risultati, discussione e conclusioni

Dai rilievi condotti nel luglio 2012 si ottengono interessanti dati relativi al grado di copertura, sintetizzati dagli indici GCC e WCH (*Bombino, 2006*).
La fascia arborea in sinistra idraulica costituisce una copertura densa e praticamente continua per tutto il tratto studiato. Al di sotto del piano arboreo, la vegetazione arbustiva stenta a svilupparsi a causa dell'ombreggiamento, ma si ritrova fitta e rigogliosa laddove la copertura degli alberi è venuta a mancare per schianti e sradicamenti da vento.
In destra idraulica invece, la sola copertura è rappresentata dal piano erbaceo, il quale presenta un numero di specie vegetali decisamente maggiore della sponda sinistra, specialmente al piede di sponda, in prossimità dell'acqua.

SPONDA SX	*Veg. Arbor. (%)*	*Veg. Arbust (%)*	*Veg. Erb. (%)*	*SPONDA DX*	*Veg. Arbor. (%)*	*Veg. Arbust (%)*	*Veg. Erb. (%)*
transetto 1	87,5	5,5	37,5	transetto 1	0	0	87,5
transetto 2	62,5	37,5	62,5	transetto 2	0	0	37,5
transetto 3	87,5	17,5	62,5	transetto 3	0	0	87,5
Media (%)	79,2	20,2	54,2	media	0	0	71
h media (m)	15	5	0,5	h media (m)	0	0	0,7
GCC	**55**			**GCC**	**24**		
WCH	**13,15**			**WCH**	**0,50**		

Tabella 1 - Sintesi dei dati raccolti per ogni transetto sulle due sponde, calcolo della copertura media, GCC e WCH seguendo il metodo presentato da *Bombino,2006.*

Come si può vedere dalla tabella 1, i valori dei due coefficienti sono decisamente più elevati in sinistra piuttosto che in destra. Considerando l'attuale trend evolutivo del soprassuolo arboreo, si può supporre che tali valori resteranno costanti od aumenteranno in sinistra, mentre rimarranno costanti (a cause della gestione) in destra.
Da un punto di vista ecologico, la sponda sinistra si presenta dunque molto

più adatta all'insediamento di specie animali tipiche degli ambienti ripari (in particolare uccelli e mammiferi), grazie alla presenza di una vegetazione più varia e strutturata. Al fine di evidenziare l'influenza sulla pericolosità idraulica di diverse modalità di trattamento della vegetazione spondale, sono stati calcolati i livelli idrometrici corrispondenti a diversi gradi di copertura delle sponde. Le varie situazioni di copertura delle sponde, sono state caratterizzate utilizzando come parametri per la vegetazione arborea i valori di s e d effettivamente rilevati nei transetti sul fiume.

N	*Copertura sponda sinistra*	*Centro alveo*	*Copertura sponda destra*	*H (m)*	*Esond-az (m)*	*Sovr. (%)*
1	erba h = 0,1 m	Sed. d = 35 mm	erba h = 0,1 m	14,32	-0,55	-3,70
2	Sed. d = 35 mm	Sed. d = 35 mm	Sed. d = 0,035 m	14,56	-0,31	-2,08
3	erba h = 1 m	Sed. d = 35 mm	erba h = 1 m	15,27	0,4	2,69
4	erba h = 0,1 m con fascia arborea	Sed. d = 35 mm	erba h = 0,1 m	16,25	1,38	9,28
5	erba h = 0,1 m con fascia arborea	Sed. d = 35 mm	erba h = 0,1 m con fascia arborea	16,41	1,54	10,36
6	tutta veg. arborea	Sed. d = 35 mm	erba h = 0,1 m	18,1	3,23	21,72

Tabella 2 Sovralzi del livello idrometrico rispetto allo stato attuale per portata 30-ennale corrispondenti ad alcuni scenari di copertura delle sponde, calcolati con la funzione Flood Level Analysis di H-Model.

In tabella 2 sono riportate le varie ipotesi simulate con H-Model, per le quali sono stati determinati i relativi livelli idrici con portata trentennale, che secondo l'autorità di Bacino del Fiume Arno è pari a 2.552 m^3/sec. La penultima colonna indica la differenza calcolata fra il livello idrico nei vari casi e quello indicato dall'Autorità di Bacino (14,87 m). La colonna 7 è invece il sovralzo idrico percentuale, ovvero di quanto percentualmente si innalza il

livello rispetto a quello di riferimento. Il livello a base della perimetrazione della pericolosità dall'AdB, secondo le simulazioni di H-Model, corrisponde ad uno scenario con copertura erbacea alta.
L'andamento del sovralzo idrico in funzione sia del rapporto s/d (in questo caso è stato utilizzato il reciproco per avere una scala di valori compresi fra 0 e 100) che del rapporto b/h, è stato rappresentato grafitando la superficie ottenuta combinando linearmente le due funzioni che legavano il sopralzo ai due parametri variabili. Il risultato ottenuto è il seguente:

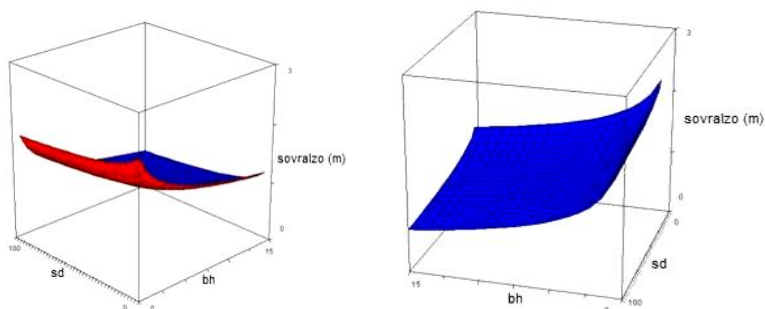



Figura 2 - Grafici ottenuti combinando linearmente i parametri relativi a sovralzo idrico e rapporto di forma d'alveo e rapporto s/d della vegetazione arborea, con riferimento alla portata trentennale.

L'andamento è analogo per le due variabili, come era già stato osservato da *Guarnieri e Preti, 2007*. Con tale approccio multidimensionale è possibile stabilire la coppia di valori b/h e s/d per ogni valore di sovralzo.
In conclusione, questo lavoro rappresenta uno studio inteso a dimostrare che la pianificazione per la gestione della vegetazione riparia può essere realizzata nel rispetto dell'ecosistema senza compromettere la sicurezza idraulica anche in ambito urbano. L'eterogeneità fra i diversi tratti del corso d'acqua, e maggiormente fra differenti corsi d'acqua, richiede però uno studio preliminare dettagliato al fine di quantificare l'effetto della vegetazione sul deflusso specificatamente per ogni tratto omogeneo.
I calcoli presentati costituiscono un possibile approccio al problema, in una prospettiva futura di affinamento e miglioramento del metodo di studio, al fine di calibrare la gestione della vegetazione sulla massima funzionalità possibile in condizioni di sicurezza idraulica.

Bibliografia

Bombino, G. (2006). *A methodological approach to the assessment of check-dam effects on riparian vegetation,* , Ecological Engineering 27.

Carollo, F.G., Ferro, V., Termini, D. (2005). *Flow resistance law in channels with flexible submerged vegetation*, Journal of Hydraulic Engineering, 131 (7), pp. 554-564.

Darby, S.E. (1999). *Effect of riparian vegetation on flow resistance and flood potential*, Journal of Hydraulic Engineering, 125 (5), 443-454.

Fathi-Maghadam, M. , Kouwen, N. (1997). *Nonrigid, nonsubmerged, vegetative roughness on floodplains*, Journal of Hydraulic Engineering Volume 123, Issue 1, January 1997, 51-57.

Li, S., Millar, R.G. (2011). *A two-dimensional morphodynamic model of gravel-bed river with floodplain vegetation*, Earth Surface Processes and Landforms, 36 (2), pp. 190-202.

Errico, A. & Preti F. (2011). *Analisi della vegetazione ripariale del fiume Arno alle Cascine: effetto idraulico e indirizzi gestionali*, presentazione al Convegno "Incremento di Biodiversità negli interventi di Ingegneria Naturalistica e Verde Tecnico", 25 febbraio 2011, Roma

Errico, A. & Preti, F. (2011). *Vegetazione e rischio idraulico nel tratto urbano del fiume Arno a Firenze,* presentazione e memoria al convegno di Medio Termine AIIA, 22-24 settembre, Belgirate.

Forzieri G., M. Degetto, M. Righetti, F. Castelli, F. Preti (2011). *Satellite Multispectral Data for Improved Floodplain Roughness Modelling*, Journal of Hydrology

Forzieri G., Vivoni E.R., Castelli F., Preti F. (2011). *Advances in Hydraulic Roughness Remote Sensing*, accepted for International Journal of Remote Sensing (IJRS)

Guarnieri, L., Preti F. (2007). *Modellazione idraulica degli effetti dovuti alla manutenzione della vegetazione riparia*, Quaderni di Idronomia Montana, Vol. 27, Nuova Editoriale Bios

Green JC. (2005). *Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory*. Hydrological Processes, 19: 1245–1259.

Ja¨rvela¨ J. (2002). *Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with*

natural plants. Journal of Hydrology 269: 44–54.

Kirby JT, Durrans SR, Pitt R, Johnson D. (2005). *Hydraulic resistance in grass swales designed for small flow conveyance*. Journal of Hydraulic Engineering, 131(1): 65–68.

Morin J, Leclerc M, Secretan Y, Boudreau P. (2000). *Integrated twodimensional macrophytes– hydrodynamic modelling*. Journal of Hydraulic Research, 38(3): 163–172.

Murray AB, Paola C. (2003). *Modeling the effect of vegetation on channel pattern in bedload rivers*. Earth Surface Processes and Landforms, 28: 131–143.

Nepf H.M. (1999). *Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation*. Water Resources Research, 35, 479–489.

Provincia di Firenze in collaborazine con Comunità Montane toscane e Consorzio di Bonifica Area Fiorentina (2007). "*Disciplinare Attuativo per gli interventi sulla vegetazione riparia in corsi d'acqua e canali*"

Vionnet, C.A., Tassi, P.A., Martín Vide, J.P. (2004). *Estimates of flow resistance and eddy viscosity coefficients for 2D modelling on vegetated floodplains* Hydrological Processes, 18 (15), pp. 2907-2926.

Yager E.M. & Schmeeckle M.W. (2007). *The influence of emergent vegetation on turbulence and sediment transport in rivers*. In: Proceedings of the 5th IAHR International Symposium on Environmental Hydraulics (Eds D. Boyer & O. Alexandrova), pp. 69–74, Tempe, AZ

Wang C, Wang P. (2007). *Hydraulic resistance characteristics of riparian reed zone in river*. Journal of Hydraulics Engineering – ASCE 12: 267–272.

Progetto pilota di riqualificazione del sottobacino del Torrente Lura

Viviane Iacone – Regione Lombardia, Mario Clerici – Regione Lombardia, Francesco Occhiuto – Consorzio Parco del Lura, Mariella Borasio – Consulente ERSAF, Marco Prusicki – Consulente ERSAF

Sommario

Nell'ambito del percorso finalizzato al raggiungimento degli obiettivi di qualità delle acque e di riqualificazione paesistico-ambientale delle aree fluviali lombarde, realizzato attraverso i Contratti di Fiume (Accordi Quadro di Sviluppo Territoriale, AQST), il Consorzio Parco del Lura è stato riconosciuto da Regione Lombardia quale Referente Sovralocale per i territori afferenti al bacino del Torrente Lura, con funzioni di coordinamento dei comuni appartenenti a tale area. Obiettivo finale è la definizione di un Progetto di Riqualificazione del Lura che possa costituire la base per l'elaborazione di un Piano di Dettaglio del sottobacino del Lura, così come previsto dal Piano di Gestione del Bacino del Po e nel rispetto della legislazione comunitaria. Il progetto riveste un ruolo strategico per il futuro dell'area poiché individua indirizzi e misure riguardanti tutti gli aspetti che possono concorrere alla riqualificazione del sottobacino idrografico a partire dal patrimonio delle conoscenze e delle politiche che hanno definito fino ad oggi questo ambito. Partecipazione e confronto costante tra i soggetti coinvolti costituiscono poi aspetto imprescindibile per radicare lo strumento nel territorio e per contribuire a ri-orientare le politiche per acque e suoli in una nuova ottica, realizzando lungo il corridoio fluviale un intervento di riqualificazione organico che guarda al sottobacino nella sua interezza e complessità.

1. Perché predisporre un progetto pilota di riqualificazione del sottobacino del torrente Lura

Riconoscendo nell'ambito vallivo del torrente Lura significativi fenomeni di degrado e compromissione paesaggistica la Regione Lombardia lo ha individuato come area pilota per l'elaborazione di un Piano di dettaglio del Piano di Gestione del Bacino del fiume Po, con l'obiettivo di sviluppare

politiche efficaci di riqualificazione in ottemperanza alle direttive comunitarie in tema di acqua (2000/60/CE e 2007/60/CE). L'intento è quello di dare *"sostegno alle iniziative di processi partecipati di riqualificazione paesaggistica e ambientale che formulano scenari strategici multiscalari e multisettoriali"* in quanto *"per intervenire sul contenimento dei processi di progressivo degrado e compromissione paesaggistica (…) è necessario puntare sulla costruzione di una volontà collettiva di valorizzazione dei caratteri identitari del paesaggio; solo tale volontà coniugata con adeguate risorse umane, finanziarie e progettuali potrà garantire l'inversione delle tendenze al degrado paesaggistico-ambientale rilevate"*[1].

Si specifica così ulteriormente il sistema di pianificazione in un'ottica di *sussidiarietà* e *responsabilità* dei diversi livelli di governo del territorio e si rafforza il ruolo del Piano Paesaggistico Regionale (PPR) quale riferimento per il governo delle trasformazioni del territorio della Lombardia. In particolare, il Titolo II del PPR rispetto alla gestione delle trasformazioni insediative finalizzata alla inversione della tendenza al degrado paesistico-ambientale per la tutela di acque e suoli recita: *"Al fine di promuovere un approccio integrato ai bacini e sottobacini idrografici che tenga in attenta considerazione lo scenario di riferimento, individuandone azioni e misure di riqualificazione e valorizzazione, la Giunta regionale supporta e incentiva azioni e programmi sovraccomunali proposti dagli enti locali, anche in accordo con l'Autorità di Bacino, finalizzati alla valorizzazione territoriale di interi sottobacini o di parti significative degli stessi, tramite Protocolli o Accordi tra Enti."*[2] Pertanto, la Regione, riconoscendo nei sottobacini idrografici lombardi del distretto del fiume Po gli ambiti adeguati per il governo delle acque e dei suoli, predispone *progetti strategici per il governo delle trasformazioni dei territori dei sottobacini* (l.r. 12/05, Titolo II, Art. 55bis).

Un Piano di dettaglio del Piano di Gestione del bacino del fiume Po costituisce il *cuore* di tali *progetti*, che tiene conto anche degli elementi prefigurati dalla nuova pianificazione riferentesi alla direttiva europea 2007/60/CE relativa alla valutazione e alla gestione dei rischi da alluvioni. I

---

1 Piano Paesaggistico Regionale, sezione specifica del Piano Territoriale Regionale (PTR-PPR), Indirizzi di tutela, Parte IV.

2 Piano Paesaggistico Regionale, sezione specifica del Piano Territoriale Regionale (PTR-PPR) , Titolo II, art.20, comma 4.

Piani di dettaglio sono quindi il risultato finale di un cammino di *programmazione* e *condivisione* iniziato con l'istituzione dei "Contratti di fiume" (l.r. 2/2003) con cui la Regione Lombardia promuove la concertazione e l'integrazione delle politiche a livello di bacino e sottobacino idrografico, con la partecipazione di soggetti pubblici e privati, per la tutela e valorizzazione delle risorse idriche e degli ambienti connessi e la salvaguardia dal rischio idraulico, secondo le finalità previste dalla l.r. 26/2003.

Il *cuore progettuale* di un progetto strategico di sottobacino/Piano di Dettaglio ha pertanto alcuni obiettivi prioritari:

- governance dei processi di trasformazione territoriale;
- integrazione delle politiche regionali e locali, nonché raccordo e coordinamento con le azioni di interesse interregionale, per il contenimento e la riduzione del degrado paesaggistico/ambientale e per la valorizzazione delle acque e dei suoli;
- integrazione della pianificazione territoriale di coordinamento provinciale e dei piani di governo del territorio;
- individuazione delle priorità di intervento per l'assetto idraulico ed idrogeologico e promozione di un sistema permanente di manutenzione territoriale diffusa integrato con le politiche regionali di sviluppo rurale e di forestazione.

2. In che modo predisporre un progetto di riqualificazione del sottobacino del torrente Lura

Nel predisporre per l'ambito vallivo del Torrente Lura un Piano di dettaglio del Piano di Gestione del bacino del fiume Po, Regione Lombardia fa riferimento in particolare alla metodologia con cui sono state predisposte le *Misure di indirizzo per la valorizzazione e riqualificazione del territorio del sottobacino Lambro/Olona*, partendo dal riconoscimento che il carattere dei paesaggi è cogenerato dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni, il che implica il coinvolgimento integrato dei diversi punti di vista con cui si è letto e progettato finora il territorio (economico, sociale, ambientale, storico, percettivo-visivo, ecc..). Si tratta prioritariamente di:

1. individuare il territorio del sottobacino idrografico;
2. caratterizzare il territorio del sottobacino idrografico;
3. evidenziare le trasformazioni in essere e in progetto.

2.1 Individuazione del territorio del sottobacino del Lura

Operazione fondativa nella predisposizione di un Piano di Dettaglio è la corretta individuazione del territorio del sottobacino stesso. Per definire i limiti del territorio oggetto di studio Regione Lombardia guarda al territorio secondo una modalità assai articolata che, tenendo conto del contributo del Piano di Gestione del Distretto idrografico del fiume Po (AdBPo, PdGPo, Deliberazione 1/2010 del 24 febbraio 2010), lo integra quanto più possibile con valutazioni morfologiche, amministrative, culturali e identitarie.

I sottobacini sono quindi individuati considerando: i diversi Ambiti Geografici come da PPR e PTCP (ove definiti); la morfologia fluviale, definita dal PAI e dal Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA), considerando anche i paleo alvei; le Unità ambientali del PTUA e della Rete Ecologica Regionale (RER) (Figura 1); il patrimonio conoscitivo del Piano di Gestione del Distretto del fiume Po; la visione dei sottobacini (bacini antropici, reticolo dei sottobacini) degli studi di AdBPo, ove disponibili, e le aree idrografiche di riferimento per la programmazione dell'uso e tutela delle acque del PTUA; la continuità del corso d'acqua; la geografia della *governance* locale (in particolare, la configurazione territoriale dei sottobacini assume come limiti convenzionali i confini amministrativi dei singoli comuni, salvo per quelli di grande superficie – Figura 2).

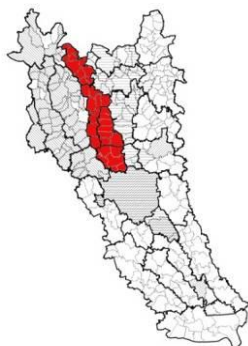



Figura 1 – Firmatari dei Contratti di Fiume Olona-Bozzente_Lura e Seveso e del Protocollo d'Intesa Lambro settentrionale. In rosso le Unità Paesaggistico Ambientali dell'ambito vallivo del torrente Lura.

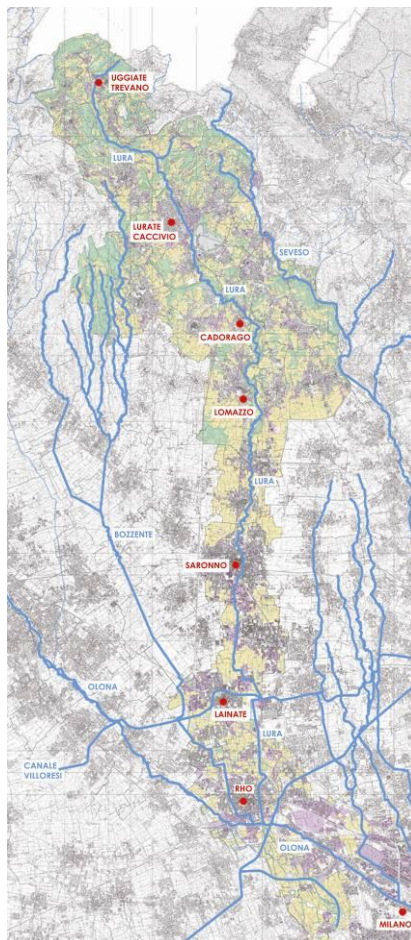



Figura 2 – Inquadramento territoriale della valle del torrente Lura.

2.2 Caratterizzazione del sottobacino del Torrente Lura

Il sottobacino del Lura è caratterizzato da *specifiche identità paesaggistico ambientali* e da problematiche di relazione fra corsi d'acqua e territorio che richiedono *misure di indirizzo e prescrittive differenziate*, in particolare per quelle porzioni che si configurano come ambiti intermedi fra il territorio dell'intero sottobacino e le "fasce di pertinenza fluviale", ove definite dal PAI e che costituiscono "*ambiti di attenzione paesaggistico/ambientale*" come da

PPR. In tali zone di attenzione, a cui rimandano anche la Rete Ecologica e la Rete Verde Regionali, occorre addensare politiche volte a configurare l'ossatura portante della riqualificazione fruitiva, ecologica e territoriale del sottobacino, connettendo nodi (stazioni ferroviarie, centri storici, punti significativi dei corsi d'acqua) e reti (assi trasversali sia viari che d'acqua), sia fra di loro che con il più ampio sistema delle aree protette che interessa il territorio considerato. Operativamente, si tratta innanzitutto di *caratterizzare* il territorio del sottobacino in modo da individuare:

- *Ambiti, Sistemi ed elementi di rilevanza paesaggistico-ambientale*.
  Attraverso alcuni tematismi-indicatori (idrografia, permanenze della trama storica degli insediamenti, aree protette con evidenziate le aree boscate) si fornisce un quadro sintetico delle rilevanze paesaggistiche e ambientali, differenziando quelle di tipo *naturalistico-ambientale* e quelle *storico-culturali*, che si intendono comprensive anche degli aspetti *simbolico-sociali* e parzialmente degli aspetti di tipo *visivo-percettivo*. Esse costituiscono le risorse patrimoniali primarie da valorizzare nella messa a punto dello scenario di riqualificazione e di valorizzazione.
- *Ambiti, Sistemi ed elementi di degrado paesaggistico ambientale*.
  Attraverso alcuni tematismi-indicatori vengono elaborati alla scala del sottobacino una prima rappresentazione delle caratteristiche del degrado/compromissione paesaggistico ambientale, in essere e a rischio. Essi vanno declinati con riferimento alle cinque categorie di cause definite nel PPR: *dissesti idrogeologici e avvenimenti calamitosi e catastrofici (naturali o provocati dall'azione dell'uomo); processi di urbanizzazione, infrastrutturazione, pratiche e usi urbani; trasformazioni della produzione agricola e zootecnica; sotto-utilizzo, abbandono e dismissione (sia di spazi aperti che di parti edificate); criticità ambientali (aria – acqua – suolo)*. Esse costituiscono il riferimento per definire i contenuti, le strategie di intervento e il quadro delle azioni dello scenario di riqualificazione.

Per la costruzione di un quadro completo degli ambiti così definiti è dunque necessario procedere ad un'attenta valutazione dei diversi contesti e *formulare caso per caso un giudizio di valore condiviso* (AAVV, marzo 2011).

2.3 Evidenziazione delle trasformazioni in essere e in progetto nel sottobacino del Torrente Lura

Negli ultimi decenni, il sottobacino è stato interessato da un forte sviluppo insediativo che ha comportato la massiccia occupazione del suolo fino ad arrivare alle sponde dei diversi corsi d'acqua, il forte prelievo di acqua dal sottosuolo per gli usi civili e produttivi, con fenomeni di impoverimento e inquinamento delle acque di falda, e la notevole impermeabilizzazione del suolo con un aumento delle situazioni di alluvionamento e dei problemi di sicurezza nel territorio. Anche se il territorio vallivo, dal punto di vista amministrativo, fa parte di tre province, gli interventi programmati sono calibrati secondo l'approccio di sottobacino, considerando il sottobacino idrografico del torrente Lura come un unico ecosistema; solo facendo leva sul carattere unitario che accomuna il territorio è possibile avere una visione di sviluppo futuro capace di invertire la tendenza al degrado valorizzando, nel contempo, le rilevanze della valle. Al fine di far *"buona governance"* dei processi di trasformazione territoriale finalizzati alla riqualificazione del sottobacino idrografico viene tracciato un *quadro sintetico delle trasformazioni in corso, previste e/o prevedibili* che investiranno nel breve/medio periodo il territorio in esame, allo scopo di considerarne l'incidenza sugli aspetti paesaggistico-ambientali, sia a livello generale che locale. Vengono evidenziate politiche e progetti ritenuti particolarmente significativi, sia in senso positivo che in senso negativo. Questo insieme di interventi sono classificati in misure strutturali valide per l'intero sottobacino, in indirizzi e misure di riqualificazione paesaggistico-ambientali, di indirizzo o prescrittive, e interventi di riqualificazione e contenimento del degrado paesaggistico/ambientale. Gli interventi previsti si pongono come obiettivi principali il contenimento del rischio idraulico e il raggiungimento di standard qualitativi delle acque. Si prevede quindi la realizzazione di vasche di laminazione e di prima pioggia ecologicamente e paesisticamente inserite nel contesto ambientale della valle, la formazione e il mantenimento di fasce ripariali lungo il corso del torrente Lura e dei suoi affluenti e opere strutturali sulle reti e sui principali impianti di depurazione (Figure 3 e 4). Parallelamente vengono definite una serie di indirizzi e misure che, nelle diverse realtà locali, incentivano la realizzazione di interventi di mitigazione

ecologica e paesaggistica nei comparti urbani più degradati, la salvaguardia e la valorizzazione dei corridoi ecologici, la tutela delle risorse idriche in soprasuolo e sottosuolo. (AAVV, marzo 2011) Vengono poi evidenziate le proposte segnalate direttamente dagli attori locali che nel loro insieme definiscono un primo quadro di azioni già condivise a livello locale, e in qualche caso sovralocale, da mettere a sistema per costruire lo scenario e le relative linee di azione (Lopez F.N., 2008).

Figura 3 – In senso orario: intervento di sistemazione spondale in comune di Cadorago (2010), creazione di area di esondazione controllata in comune di Caronno Pertusella (2010), opere di ingeneria naturalistica in comune di Lomazzo (2006), intervento di riqualificazione delle fasce ripariali in comune di Rovello Porro (2011) (Foto: Consorzio Parco del Lura).

Figura 4 - Ipotesi di stombinamento del torrente Lura nel tratto di attraversamento dell'abitato di Saronno secondo il Masterplan di riqualificazione fluviale del nodo di Saronno (2009-2011) sviluppato dal Politecnico di Milano. Questo progetto cerca di ricostruire una nuova e diversa connessione tra il centro storico e il fiume in funzione di un diverso modo di vivere e abitare gli spazi pubblici e di confrontarsi con un segno importante attorno a cui la città stessa è nata, si è sviluppata e da cui è attraversata interamente da nord a sud (Immagini: Consorzio Parco del Lura).

3. Come regolare i processi di condivisione del progetto di riqualificazione del sottobacino del Torrente Lura

Consapevole dell'importanza del coinvolgimento diretto degli attori locali per la costruzione di una volontà collettiva di valorizzazione dei caratteri identitari del paesaggio, Regione Lombardia ha riconosciuto il Consorzio Parco del Lura quale Referente Sovralocale per i territori afferenti al sottobacino del Lura e ha scelto di avvalersi dei tavoli di negoziazione della programmazione degli AQST Contratti di fiume. Tale percorso di condivisione fa propri i principi comunitari di *partecipazione democratica alle decisioni* e, in particolare, si ispira al *principio di sussidiarietà orizzontale e*

verticale e al *principio dello sviluppo locale partecipato*. Il tutto è finalizzato a sviluppare, in condivisione, politiche atte a indirizzare i processi di trasformazione insediativa verso la valorizzazione delle risorse territoriali, il contenimento del potenziale degrado e la riqualificazione paesaggistico-ambientale dei sottobacini idrografici, al fine di raggiungere gli obiettivi di qualità delle acque, sicurezza idraulica, qualità ecosistemica, neoruralizzazione, fruibilità, contenimento di uso del suolo, semplificazione amministrativa ed efficacia delle politiche.

"Buona pratica" di riferimento è quella esperita nello sviluppo dei processi di negoziazione della programmazione attivati con la sottoscrizione dei Contratti di Fiume, finalizzati al raggiungimento degli obiettivi di qualità delle acque e riqualificazione del paesaggio nel territorio del sottobacino Lambro/Olona. In questo lungo percorso si è avviata la sperimentazione dell'efficacia di strumenti guida multisettoriali e multiscalari aventi forma di *Atlanti del territorio di sottobacino* ove sono contenuti indirizzi e misure territorializzati a molteplici scale, fino a quella di sottounità territoriali di sottobacino[3]. Da queste esperienze, si è visto che una "buona governance" delle trasformazioni del territorio deve muovere in diverse direzioni:

- interventi di recupero delle situazioni di degrado, correlati a interventi di difesa e gestione idraulica, con riferimento all'individuazione degli spazi di possibile esondazione del fiume, in accordo agli indirizzi del PAI;
- azioni di tutela e miglioramento dei paesaggi naturali in funzione degli obiettivi regionali di salvaguardia della biodiversità e di ricostruzione di connessioni ecologiche (Biasoli M. Genovese S. Monti A., 2011);
- azioni di tutela e valorizzazione del sistema insediativo e delle rilevanze storico-culturali, con attenta considerazione delle diverse componenti e dei sistemi di relazione fisica e simbolica che li correlano, compatibilmente con il livello di rischio idrogeologico presente;
- promozione di forme di fruizione sostenibile tramite l'individuazione di itinerari, percorsi e punti di sosta.

Affinché però queste progettualità ottengano il miglior risultato possibile occorre porre al centro dell'attenzione la percezione sociale che le

---

3 AAVV, marzo 2011, Atlante del territorio del sottobacino idrografico del Po Lambro-Olona., ERSAF-Regione Lombardia.

popolazioni hanno dei loro luoghi di vita e il riconoscimento delle loro specificità storico-culturali, importanti per il mantenimento dell'identità delle popolazioni stesse. Tutto ciò implica un complesso processo di coinvolgimento di tutti i soggetti che in vario modo utilizzano e trasformano il territorio e che sono portatori di interessi differenziati. In quest'ottica l'identificazione del sito EXPO 2015 a cavallo tra la valle del Lura e quella del Guisa permetterà un rilancio potente di questi territori, delle loro economie e, più in generale, del loro sviluppo politico e culturale secondo un modello multipolare in cui le valli dei territori metropolitani "milanesi" riacquisteranno l'identità propria di struttura territoriale di lunga durata.

4. Conclusioni: risultati attesi

Questo Progetto/Piano riveste un ruolo "strategico" per il futuro dell'area poiché individua indirizzi e misure riguardanti tutti gli aspetti che possono concorrere alla riqualificazione del sottobacino idrografico del Torrente Lura a partire dal patrimonio delle conoscenze e delle politiche che hanno definito fino ad oggi questo territorio. Nello specifico, il Piano, seguendo il percorso fin qui descritto, si sviluppa in 5 sezioni principali: una prima parte in cui sono declinati macro-obiettivi, obiettivi e riferimenti normativi; una seconda parte in cui trova ampio spazio la caratterizzazione dell'ambito vallivo e dei sottoambiti individuati mettendo in luce, dapprima, gli aspetti di rilevanza paesaggistica e, in seguito, gli elementi di criticità e potenziale degrado, con particolare attenzione al tema della qualità delle acque. Una terza sezione in cui viene descritto in modo puntuale lo scenario di riqualificazione della Valle e vengono declinati indirizzi e misure per ogni sottoambito, arrivando a definire una lista di interventi e azioni fattibili e coerenti con la caratterizzazione descritta in precedenza e con gli obiettivi e macro-obiettivi del Piano inizialmente illustrati (AAVV, marzo 2011). Infine, la quarta sezione è dedicata, in particolare, al tema della manutenzione ordinaria della Valle; mentre nell'ultima sezione si affronta l'aspetto finanziario e di copertura dei costi (sostenibilità) e si propone una prima ipotesi di cronoprogramma delle azioni e delle politiche individuate.

Nella implementazione di un simile Piano è chiaro fin da subito che partecipazione e confronto costante tra i soggetti coinvolti costituiscono aspetti imprescindibili per radicare queste politiche nel territorio e contribuire a ri-orientare le politiche territoriali, economiche, sociali esistenti in una nuova ottica. Attraverso l'attivazione di tavoli tecnici e istituzionali si devono condividere gli ambiti prioritari sui quali intervenire con progetti complessi e diversificati che possono riguardare la fitodepurazione, il reticolo idrico minore, la laminazione delle piene, la restituzione di naturalità e spazio al fiume, il potenziamento degli aspetti fruitivi, la costituzione di elementi di connessione con le varie realtà ecologiche presenti o in progetto, ecc. (CIRF, 2006). Questo complesso insieme di iniziative concorrerà a realizzare lungo il corridoio fluviale un intervento di riqualificazione che finalmente guarderà al territorio nella sua interezza.

Ringraziamenti. Si ringraziano inoltre Valentina Dotti, Francesca Canti, Eva Gabaglio (ERSAF) ed Emanuele Bertoli (Parco Lura) per il contributo dato nella stesura di questo testo.

Bibliografia

AAVV, marzo (2011). Atlante del territorio del sottobacino idrografico del Po Lambro-Olona..

CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale) (2006). *La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Mazzanti Editori, Venezia.

Fabio Lopez Nunes (2008). Il Parco Lura. Il riscatto di un fiume.

Biasoli M., Genovese S., Monti A. (2011). Gestione e conservazione della fauna minore.

SESSIONE 5

Riqualificazione fluviale e produzione idroelettrica

Esperienze e strategie di mitigazione nella gestione dell'interrimento dei serbatoi in Provincia di Sondrio - Il progetto ECOIDRO

Daniele Moroni – Provincia di Sondrio, Giuseppe Crosa – Università degli Studi dell'Insubria, Paolo Espa – Università degli Studi dell'Insubria

Sommario

Nei tre anni del Progetto Interreg denominato ECOIDRO, la Provincia di Sondrio, capofila del progetto, e l'Università degli Studi dell'Insubria hanno partecipato alla progettazione di interventi di rimozione dei depositi di sedimento da serbatoi del territorio provinciale. La tecnica utilizzata è stata la fluitazione, ossia il trasporto a valle dello sbarramento ad opera delle acque degli immissari. Particolare attenzione è stata rivolta al controllo delle operazioni e cioè alla regolazione delle quantità di sedimento scaricato in rapporto alle concentrazioni soglia prestabilite per i solidi in sospensione nei tratti a valle degli sbarramenti e al monitoraggio biologico per valutarne gli impatti.

1. Introduzione

Il carattere di risorsa non rinnovabile della capacità dei serbatoi e la necessità di gestione sostenibile di questa risorsa è emersa sin dagli anni '90 (*Morris & Fan*, 1997). D'altro canto, le pratiche attuate per fronteggiare l'interrimento dei serbatoi possono impattare anche considerevolmente sull'ambiente. Tra esse, la fluitazione può rivelarsi un'efficace alternativa tecnica. Tra i principali problemi pratici che si pongono nel realizzare un intervento del genere (Crosa *et al.*, 2010) occorre considerare: 1) stabilirne i limiti in termini di durata delle operazioni e concentrazione dei solidi in sospensione (CSS); 2) effettuare le operazioni nel rispetto dei suddetti limiti valutando anche gli effetti sull'ecosistema acquatico.

Relativamente alle operazioni di sfangamento documentate, i valori limite della CSS media sono stati fissati riferendosi ai risultati di uno studio

predisposto all'uopo dalla Provincia di Sondrio (Regione Lombardia, 2008). Si è operato al contempo affinché gli inevitabili picchi di CSS fossero il più possibile contenuti. La tecnica di evacuazione, fluitazione a serbatoio vuotato con l'ausilio di macchine movimento-terra, è stata comune a tutte le operazioni. Le portate in gioco (sia quelle immesse nel serbatoio che quelle scaricate lungo l'asta da tributari regolati) sono state modulate per raggiungere gli obiettivi dell'intervento. Il controllo e la regolazione dei lavori sono stati attuati mediante misure di CSS in continuo con turbidimetri ottici. Il monitoraggio della CSS è stato frequentemente esteso per lunghi tratti a valle dei serbatoi per quantificare deposizione/diluizione dei sedimenti lungo l'asta fluviale interessata. A tutte le operazioni è stata infine affiancata una campagna di monitoraggio biologico pre/post per quantificare gli effetti dell'intervento e guidare analoghe attività in futuro.
La presente memoria si propone di delineare per sommi capi le operazioni di evacuazione di sedimento condotte nell'ambito del Progetto Interreg denominato ECOIDRO, rimandando eventuali approfondimenti alla documentazione di maggiore dettaglio.

2. Operazioni di fluitazione

2.1 Contesto, management, misure fisiche

Le operazioni di fluitazione condotte nell'ambito di ECOIDRO riguardano i serbatoi di Cancano e Sernio sull'asta dell'Adda e quello di Madesimo sul Torrente Scalcoggia, piccolo tributario del Liro (Figura 1). Questi interventi si differenziano per specifiche dei serbatoi (Tabella 1), stagione di effettuazione della manovra e relativi deflussi utilizzabili, caratteristiche morfologiche ed ecologiche dell'alveo interessato, conseguente lunghezza delle aste fluviali monitorate (Figura 1, Tabella 2), volumi evacuati e durata dei lavori (Tabella 3).

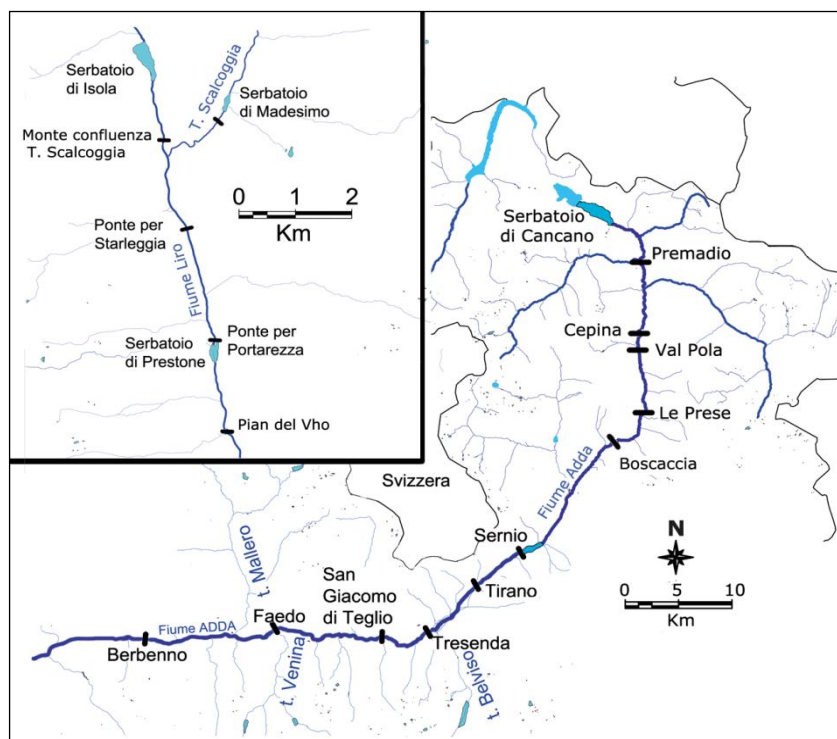



Figura 1 – Planimetria delle aste fluviali oggetto di indagine con rispettive stazioni di misura (CSS e portata) e di monitoraggio biologico.

Serbatoio	Corso d'acqua sbarrato	Quota di max. regolazione	Capacità	Area bacino tributario
		m (s.l.m.)	*Mm³*	*km²*
Sernio	Adda	497	0,705	885
Cancano	Adda	1.901	124	270
Madesimo	Scalcoggia	1.525	0,13	25

Tabella 1 – Principali specifiche dei serbatoi soggetti a fluitazione.

La fluitazione del serbatoio di Sernio (Espa *et al.*, 2010; Espa *et al.*, 2012[a]; Espa *et al.*, 2012[b]) ha avuto luogo a cavallo tra tarda primavera ed estate, negli anni 2009 (dal 23 maggio al 10 luglio) e 2010 (dal 9 al 20 luglio), potendo disporre in tal modo dei massimi deflussi stagionali per trasporto e

diluizione del sedimento evacuato. Le rimozioni sono state eseguite in giorni non consecutivi (16 giorni su 49 nel 2009, 6 giorni su 13 nel 2010), per ridurne l'impatto ecologico e per conciliarle con le esigenze degli ulteriori fruitori del corso d'acqua (consorzi irrigui, pescatori, sportivi, …).

Serbatoio	Stazione (codice)	Distanza dallo sbarramento *km*	Attività effettuata
Sernio	Valle serbatoio	0,9	CSS, Q
	Tirano (Foro Boario)	3,9	Q
	Tirano (A5)	5,6	benthos, ottiofauna
	Tresenda (ponte)	12,6	CSS
	San Giacomo di Teglio	17,3	Q
	Faedo	29,0	CSS
	Berbenno	42,5	CSS
Cancano	Premadio (A1)	6,7	CSS, Q, benthos
	Cepina (A2)	14,2	CSS, Q, benthos, ittiofauna
	Val Pola	16,4	CSS
	Le Prese (A3)	22,9	CSS, Q, benthos, ittiofauna
	Boscaccia (A4)	28,2	benthos, ittiofauna
	Sernio	42,7	CSS, Q
	Tirano (A5)	48,3	benthos, ittiofauna
	Tresenda (A6)	50,6	benthos
Madesimo	T. Scalcoggia (S1)	0,2	benthos
	Liro a monte confluenza T. Scalcoggia (L1)	0,3 a monte confl.	benthos
	Ponte per Starleggia	3,1	CSS, Q
	Ponte per Portarezza (L2)	5,1	CSS, benthos, ittiofauna
	Pian del Vho (L3)	6,9	benthos

Tabella 2 – Stazioni di misura (CSS e portata - Q) e di monitoraggio biologico (benthos e ittiofauna).

Tenuto conto che l'Adda a valle della zona di intervento possiede tratti di elevato pregio ittico, il limite di CSS medio su tutto il periodo delle operazioni è stato posto a 1,5 g/l, il limite per l'allerta e conseguente modifica in corso d'opera dell'intervento a 3 g/l. Il volume complessivamente rimosso ammonta a circa 100.000 m³, in buona parte (circa l'80%) fluitato nel 2009 (Tabella 3). Il sedimento evacuato è per il 40% limo/argilloso (<63 μm) e per la rimanente parte sabbioso, prevalentemente fine (<250 μm); la frazione più grossolana (>2 mm) è di qualche percento. Il costo di rimozione dell'unità di volume di deposito (considerando la mancata produzione di energia idroelettrica, perlopiù presso l'impianto di Stazzona, nonché il costo del cantiere) ammonta a 13-14 euro/m³ relativamente all'operazione del 2010. L'analogo valore calcolato per la fluitazione del 2009 è sensibilmente inferiore (4-5 euro/m³). L'incremento di costo nel 2010 è dovuto soprattutto alla minore efficienza dell'operazione in termini di massa evacuata: in cinque giornate dell'evento 2009 il sedimento rimosso ha infatti eguagliato o superato le 10.000 tonnellate al giorno.

Serbatoio/ Anno	Durata lavori	Stazione misura	Massa evacuata	CSS media	CSS max.	Durata CSS media	Portata media
	giorni		*t*	*g/l*	*g/l*	*giorni (%)*	*m³/s*
Sernio/ 2009	16	Sernio	104.000	0,8	6,2	5,6 (35%)	70
Sernio/ 2010	6	Sernio	25.000	0,73	3,6	2,5 (41%)	60
Cancano/ 2010	46	Premadio	14.500	3,5	38,2	11,9 (25,8%)	0,97
		Le Prese	4.500	0,3	4,1	12,4 (27%)	3,5
Cancano/ 2011	53	Premadio	71.000	7,9	>50	15,3 (28,9%)	1,34
		Le Prese	13.500	0,3	6,1	9 (17%)	4,8
Madesimo/2 010	3	Ponte per Starleggia	16.000	2,5	16,6	1.2 (40%)	11

Tabella 3 – Principali specifiche delle operazioni di fluitazione effettuate.

La fluitazione del serbatoio di Madesimo è stata condotta nell'autunno del 2010 per tre giorni consecutivi (dal 19 al 21 ottobre). La consistente portata

(oltre 10 m³/s – Tabella 3) per trasportare e diluire il sedimento lungo l'asta del Liro è stata fornita dal serbatoio di Isola (Figura 1). Il limite di CSS medio su tutto il periodo delle operazioni è stato posto a 10 g/l. Il volume rimosso ammonta ad oltre 12.000 m³. Il sedimento evacuato è per il 30% limo/argilloso e per la rimanente parte perlopiù sabbioso e ben assortito; la frazione più grossolana (compresa tra 1 e 4 mm) rappresenta circa il 25%. Data la composizione del materiale fluitato, questa operazione ha avuto come conseguenza una deposizione consistente del sedimento lungo l'asta dei torrenti Scalcoggia e Liro. Il costo di rimozione dell'unità di volume di deposito è stato stimato in 7-8 euro/m³. La fluitazione del serbatoio di Cancano (*Espa et al.*, 2011) ha avuto luogo tra fine inverno e inizio primavera, negli anni 2010 (dal 9 marzo al 24 aprile) e 2011 (dal 18 febbraio all'11 aprile). A causa delle basse temperature del periodo, le portate complessivamente disponibili per trasporto e diluizione del sedimento evacuato erano relativamente modeste. D'altro canto, malgrado le difficoltà incontrate, non è stato possibile selezionare un periodo alternativo a causa delle dimensioni del serbatoio (Tabella 1) e della ridotta capacità dello scarico di esaurimento. I limiti stabiliti per la CSS (media su tutto il periodo) erano variabili in relazione alla distanza dallo sbarramento: 3 g/l tra Le Prese e Sernio (Figura 1 e Tabella 2), 1,5 g/l a valle dello sbarramento di Sernio. Nel tratto più a monte si è preferito non fissare limiti a causa dell'estrema difficoltà nell'assicurare il controllo del sistema; si è tuttavia potuto beneficiare di un piccolo bacino lungo l'asta dell'Adda a circa 16 km dalla diga di Cancano (Val Pola - Tabella 2) per far depositare buona parte del sedimento fluitato e contenere sensibilmente la CSS a valle del bacino stesso. Il volume complessivamente rimosso nelle due operazioni ammonta a oltre 65.000 m³, in buona parte (più dell'80%) fluitato nel 2011 (Tabella 3). Il sedimento evacuato è essenzialmente limo/argilloso (<63 μm) con frazione argillosa (<4 μm) del 15÷20%. Il costo di rimozione dell'unità di volume di deposito è stato stimato in circa 50 euro/m³ relativamente all'operazione del 2010 e 35 euro/m³ nell'anno successivo, quando i volumi evacuati furono decisamente maggiori. Ambedue i valori sono comunque elevati e influenzati degli elevati costi del cantiere e dalla durata delle operazioni.

2.2 Impatto biologico

Dall'emanazione della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), recepita in Italia con il D. Lgs. 152/2006, ha assunto un'importanza sempre maggiore la tutela della qualità dei corpi idrici, da definirsi attraverso l'utilizzo di indicatori chimico-fisici, idromorfologici e soprattutto biologici. Si è reso quindi necessario un attento monitoraggio delle operazioni di fluitazione che, come noto, possono avere ripercussioni negative sugli habitat e sulle componenti biologiche degli emissari, a causa dell'aumento della CSS (*Molinos & Donohue*, 2009), della deposizione di sedimento in alveo (*Larsen et al.*, 2011) e delle portate talora elevate (*Robinson et al.*, 2008). L'impatto delle fluitazioni oggetto di studio è stato valutato sui macro-invertebrati bentonici e sull'ittiofauna in quanto diatomee e macrofite, gli altri due indicatori biologici previsti dalla Direttiva Quadro, sono stati finora utilizzati unicamente per monitorare inquinamento organico ed eutrofizzazione.
In Tabella 4 e 5 sono riportati i risultati delle campagne di monitoraggio condotte prima delle fluitazioni e dopo di esse; relativamente al benthos, il mese successivo (Post I) e 3-5 mesi dopo (Post II). È necessario evidenziare che i tratti monitorati sono interessati da altre perturbazioni di origine antropica, in particolare la regolazione dei deflussi connessa all'attività delle centrali idroelettriche. Sono inoltre frequenti le alterazioni morfologiche (tratti canalizzati, briglie) che spesso determinano perdita di habitat ripariale e di continuità fluviale. L'impatto derivante dagli scarichi civili, industriali, agricoli e zootecnici sembra invece limitato e perlopiù circoscritto alle punte di afflusso turistico. In tutte le stazioni di monitoraggio, la comunità macrobentonica rilevata nei campionamenti pre-fluitazione è caratterizzata dalla predominanza di taxa ubiquitari e tolleranti quali *Leuctra*, *Baetis*, Limnephilidae, Chironomidae, Simuliidae e Limoniidae. Nella maggior parte dei casi la fluitazione determina una riduzione della densità (Tabella 4), in genere non taxa-specifica. I picchi di densità (> 5.000 ind/m^2) sono dovuti a dei boom delle popolazioni di specifici taxa, come Limnephilidae, Simuliidae e Chironomidae.
L'indice STAR_ICMi, la cui applicazione è prevista dalla normativa vigente (DM 260/2010), solitamente diminuisce dopo le fluitazioni nelle stazioni più vicine ai serbatoi, comportando in alcuni casi un abbassamento della classe

di qualità (Tabella 4). Nonostante l'elevata variabilità dei dati dovuta ai numerosi fattori perturbativi sinteticamente richiamati in precedenza, gli eventi monitorati non hanno determinato un significativo peggioramento della struttura della comunità bentonica esistente ed i tempi di recupero osservati si sono rivelati relativamente brevi (dell'ordine di qualche mese).

Serbatoio/Anno	Stazione	Densità (n/m^2)			STAR-ICMi*		
		Pre	Post I	Post II	Pre	Post I	Post II
Madesimo 2010	**S1**	2.479	9	1.826	0,93	0,64	0,61
	L1	2.153	1.311	5.635	0,96	1,07	1,13
	L2	1.832	371	10.876	0,83	1,02	1,17
	L3	1.217	2.636	7.544	0,94	1,01	0,97
Sernio 2009	**A5**	1.694	900	578	0,86	0,53	0,78
Sernio 2010	**A5**	86	176	1.614	0,53	0,62	0,78
Cancano 2010	**A1**	858	209	217	0,85	0,83	0,80
	A2	634	512	94	0,75	0,52	0,64
	A3	7.614	897	268	0,71	0,89	0,61
	A4	3.310	470	236	0,60	0,60	0,49
	A5	746	936	86	0,76	0,77	0,53
	A6	846	297	3.471	0,95	0,75	0,92
Cancano 2011	**A1**	871	179	93	0,85	0,67	0,51
	A2	3.286	497	731	0,78	0,67	0,74
	A3	11.664	1.964	2.666	0,85	0,89	0,86
	A4	18.416	2.309	1.512	0,77	0,76	0,67
	A5	4.845	1.471	260	0,88	0,78	0,66
	A6	3.677	821	42	0,97	0,77	0,71

*Classe di qualità STAR_ICMi: azzurro = ottima, verde = buona, giallo = sufficiente

Tabella 4 – Risultati del monitoraggio dei macroinvertebrati pre e post fluitazione.

Per quanto riguarda la fauna ittica (Tabella 5), tutti i tratti indagati sono caratterizzati dalla presenza di popolazioni di trota fario e, in alcuni casi (L2 e A5), di scazzone. È stata inoltre rilevata la presenza sporadica di temolo, vairone, trota marmorata, trota iridea e ibridi di trota. Le popolazioni di trota fario sono fortemente influenzate da prelievi (eccetto L2 – divieto assoluto di pesca) ed immissioni connesse alla pesca sportiva. In alcuni tratti, la situazione pre-fluitazione è caratterizzata da densità relativamente basse (Tabella 5) verosimilmente imputabili alla scarsità di habitat idonei. A grandi linee è emerso che gli effetti più evidenti delle fluitazioni si riscontrano nelle

stazioni più vicine al serbatoio fluitato e sugli individui più giovani, tuttavia dai risultati complessivi del monitoraggio della fauna ittica non si evidenziano impatti di particolare rilievo. In particolare, nei tratti in cui sono presenti popolazioni naturali di scazzone (L2 e A5), piccola specie bentonica di elevato valore naturalistico (Direttiva Habitat - 92/43/CEE), queste mantengono densità e biomassa simili a quelle pre-fluitazione.

Serbatoio/Anno	Stazione	Specie	Densità (*ind/ha*)		Biomassa (*kg/ha*)	
			Pre	Post	Pre	Post
Madesimo/2010	L2	Trota fario	2.416	1.174	206,6	104,3
		Scazzone	632	1.249	10,7	18,1
Sernio/2009	A5*	Trota fario	119[†]	62[†]	-	-
		Scazzone	178	106	-	-
Sernio/2010	A5*	Trota fario	122	96	-	-
		Scazzone	134	380	-	-
Cancano/2010	A2	Trota fario	1.068	537	80,8	43,4
	A3	Trota fario	636	335	34,4	37,7
	A4	Trota fario	841	909	48,5	73,1
	A5*	Trota fario	62	122	-	-
		Scazzone	106	134	-	-
Cancano/2011	A2	Trota fario	581	378	51,5	31,2
	A3	Trota fario	955	506	75,6	38,7
	A4	Trota fario	909	832	73,1	60,9
	A5*	Trota fario	96	70	-	-
		Scazzone	380	537	-	-

* campionamento non quantitativo

[†] campionamento eseguito 2 km a monte

Tabella 5 – Risultati del monitoraggio della fauna ittica pre e post fluitazione

Le operazioni di fluitazione dovrebbero essere ripetute annualmente per aumentare sia il controllo delle SSC che la sostenibilità ambientale.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano Regione Lombardia, Autorità Concedente delle operazioni di fluitazione, Unione Pesca Sportiva della Provincia di Sondrio, i gestori degli impianti idroelettrici e sponsor di ECOIDRO: EDIPOWER, ENEL, EDISON e A2A.

Bibliografia

Crosa G., Castelli E., Gentili G., Espa P. (2010). *Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream*. Aquatic Sciences, 72: 85-95.

Espa P., Brignoli M.L., Previde Prato A., Castelli E., Crosa G., Gentili G. (2010). *Rimozione di sedimenti per fluitazione dal serbatoio di Sernio (SO)*, XXXII Convegno Nazionale di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Palermo.

Espa P., Brignoli M.L., Previde Prato A., Castelli E., Crosa G., Gentili G., Bondiolotti F. (2011). *Controlled sediment flushing of Cancano reservoir*, 79th ICOLD Annual Meeting, Lucerne, Switzerland.

Espa P., Brignoli M.L., Previde Prato A., Crosa G., Quadroni S., Gentili G. (2012a). *Rimozione di sedimenti per fluitazione controllata dal serbatoio di Sernio: studio del trasporto solido a valle dello sbarramento*, XXXIII Convegno Nazionale di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Brescia.

Espa P., Brignoli M.L., Previde Prato A., Crosa G., Quadroni S., Gentili G. (2012b). *Field investigation of controlled sediment flushing at Sernio pondage*, 9th International Symposium on Ecohydraulics, Vienna, Austria.

Larsen S., Pace G., Ormerod J. (2011). *Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvetebrate assemblages in temperate streams*. River Research and Applications, 27: 257–267.

Molinos J.G. & Donohue I. (2009). *Differential contribution of concentration and exposure time to sediment dose effects on stream biota*. Journal of the North American Benthological Society, 28(1): 110–121.

Morris G.L. & Fan J. (1997). *Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, reservoirs, and Watersheds for Sustainable Use*. Mc Graw Hill, New York.

Regione Lombardia (2008). *Definizione dell'impatto degli svasi dei bacini artificiali sull'ittiofauna e valutazione di misure di protezione*, Quaderni della Ricerca, 90, DG Agricoltura, Milano.

Robinson C.T. & Uehlinger U. (2008). *Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river*. Ecological Applications, 18(2): 511 –526.

Svaso controllato della traversa idroelettrica di Lasa (fiume Adige) – controllo della torbidità ed effetti sulla comunità biologica

Vito Adami – Studio Limnologia Adami Bolzano
Alex Festi– Studio Limnologia Adami Bolzano

Sommario

Gli effetti ambientali degli interventi di gestione straordinaria delle opere di presa rappresentano una problematica fondamentale e spesso poco considerata, dell'uso idroelettrico dei corsi d'acqua, in ambito alpino. Le operazioni di rimozione dei sedimenti accumulati in varie forme di bacini artificiali sono ad esempio una delle cause principali per l'instabilità delle condizioni di vita negli ambienti coinvolti. L'articolo riporta l'esperienza d'un dissabbiamento controllato e monitorizzato in un tratto dell'alto corso del fiume Adige in Val Venosta (BZ) sotteso ad un'opera di derivazione idroelettrica con un esteso rigurgito nel fiume stesso.

1. Introduzione

La valutazione della qualità ambientale dei corsi d'acqua si basa generalmente su parametri morfologici, idrologici, chimici e biologici rilevati in precise scadenze temporali. Nei tratti dei corsi d'acqua alpini sfruttati dagli impianti idrolettrici si riscontra però spesso una corrispondenza minima tra i risultati d'indagini diverse. Anche in presenza di rilasci di deflussi minimi vitali (DMV) adeguati, nei tratti sottesi da una traversa di derivazione, ad alte classi di qualità chimico-fisica e morfologica non corrispondono adeguati livelli di qualità degli indicatori biologici. In gran parte dei casi le cause di questa diversità vanno ricercate in impatti non connessi alla normale gestione del singolo impianto, ma a specifiche manovre d'altra natura con varia frequenza di esecuzione che determinano una fase di "fermo impianto" e quindi un repentino aumento del deflusso nel tratto derivato. Fra di esse, rivestono una particolare importanza le

operazioni di dissabbiamento. Una riduzione dello specifico impatto di tali manovre è da intendere, analogamente al caso degli interventi a favore della qualità chimica, del DMV e della struttura morfologica, come un presupposto rilevante per l'effettivo miglioramento della funzionalità ambientale del singolo corso d'acqua.
L'impianto idroelettrico di Castelbello (Seledison s.p.a) sfrutta il fiume Adige nella parte centrale della Val Venosta (Prov. Aut. Bolzano) tra Lasa e Castelbello. La traversa di derivazione (bacino imbrifero sotteso: circa 1.100 km^2) posta immediatamente a valle di Lasa forma un bacino soggetto a marcato insabbiamento. Per mantenere inalterata la capacità di deflusso del fiume si rendono necessari periodici dissabbiamenti dell'invaso che fin ora avvenivano con l'unico fine di minimizzare i tempi di mancato esercizio. Ciò comporta oltre all'incremento della torbidità dell'acqua, provocato dalla fluitazione del materiale sedimentato, repentine variazioni di portata nel tratto derivato. In pochi minuti il deflusso passa da condizioni di DMV (1,8 m^3/s) a portate di 20-40 m^3/s e viceversa.
A valle della presa, l'Adige presenta, di conseguenza, nonostante siano presenti estesi tratti a morfologia naturaliforme e una buona qualità "chimica", un'alterazione ampiamente documentata della comunità macrozoobentonica, una conseguente mediocre qualità biologica (Lösch & Alber, 2009) ed una modesta funzionalità quale habitat ittico, certificata da vari dati non pubblicati dell'Ufficio Caccia e Pesca della Provincia Autonoma di Bolzano. Inoltre sono stati frequentemente osservati forti accumuli di sedimento fine in varie parti del tratto derivato.
Per rispondere alle esigenze della direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) e ottenere indicazioni gestionali per migliorare lo stato biologico in questo tratto di Adige, si è svolto nel mese di maggio 2012, su indicazione degli uffici provinciali, il monitoraggio di uno svaso controllato della traversa.

2. Area di studio e metodi

Per il monitoraggio degli effetti della fluitazione sono stati analizzati due siti lungo il fiume a valle della traversa (Figura 1).

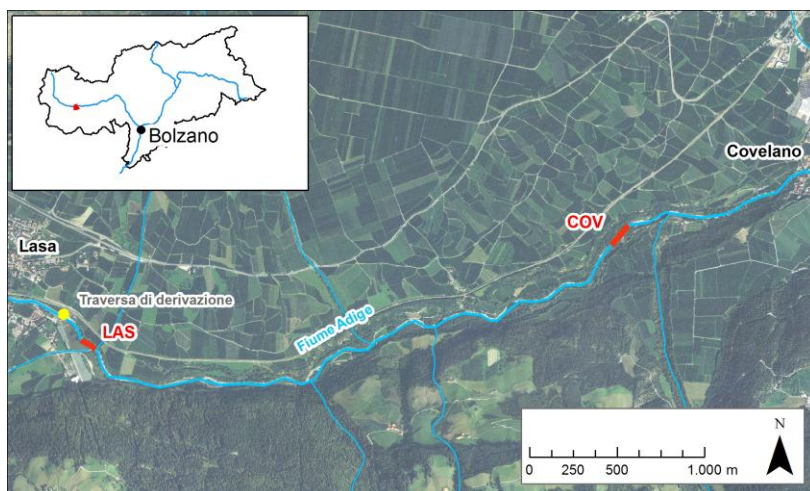



Figura 1 – Area di studio con tratti d'indagine (Ortofoto 2008: Prov. Aut. Bolzano – © AGEA).

Il sito principale, denominato in seguito COV, è posto a monte del paese di Covelano circa 3,3 km a valle della traversa idroelettrica. L'alveo dell'Adige si caratterizza qui per l'assenza pressoché totale di difese idrauliche e per un corso sinuoso con pregevole alternanza di strutture morfologiche quali raschi, pozze, barre e isole. L'altro sito, denominato in seguito LAS, è posto 50 ml a valle della traversa di Lasa. In questo tratto la morfologia del fiume Adige è caratterizzata per circa 450 m da una serie di briglie di consolidamento e massicce difese di sponda.
Prima, durante e dopo le manovre, della durata totale di alcuni giorni, sono state svolte varie attività di monitoraggio:

- registrazione in continuo dei dati di torbidità nella fase di maggiore impatto degli interventi idraulici in oggetto (19:05-20:05) tramite un afelometro a luce diffusa posto 300 m a valle della traversa. Inoltre la torbidità veniva misurata anche manualmente tramite l'utilizzo di vari coni Imhoff.
- campionamento quantitativo del macrozoobentos di COV "prima" (15:05) e "dopo" (23:05) lo svaso tramite il prelievo 10 subcampioni dai substrati più rappresentativi. Gli organismi sono stati contati e determinati al livello sistematico richiesto per l'applicazione dell'IBE (Ghetti, 1997). Per l'elaborazione dei dati il numero assoluto degli

organismi contati è stato trasformato in valore unitario di individui per m² (ind./m²).

- campionamento dell'ittiofauna tramite elettropesca "prima" (13:05) e "dopo" (27:05) le operazioni di svaso con determinazione (specie, sottospecie), misura (lunghezza totale, mm) e pesatura singola (al prossimo grammo) dei pesci catturati. Gli esemplari di lunghezza superiore a 15 cm catturati durante il campionamento "pre svaso" sono stati marcati con la metodica del "Panjet tattoo" differenziando il punto di applicazione (base delle pinne pettorali o ventrali) al fine di distinguere i pesci dei due siti. È stata rilevata, inoltre, la cattura di pesci marcati nel campionamento "post svaso" per avere un'indicazione sui pesci rimasti in situ.

3. Descrizione manovra di fluitazione e torbidità in alveo

La tempistica delle operazioni di svaso è scaturita dalla mediazione fra gli interessi del gestore (perdita di produzione) e quelli ecologici (impatto sulle biocenosi) e nel rispetto dei limiti di torbidità imposti dagli uffici provinciali (vedi Figura 2). Sono stati presi come riferimento sia le sperimentazioni condotte in procedure analoghe sia dati sperimentali pubblicati (DWA, 2006, Petz-Glechner *et al*, 2003). La manovra di fluitazione della traversa di Lasa è iniziata il 19 maggio 2010 alle h 6:00, è terminata alle h 18:00 del giorno successivo ed ha presentato 4 fasi principali.

Prima fase (F1): Graduale chiusura della paratoia di adduzione al canale di derivazione e la graduale apertura (dalle h 6:20) delle paratoie di presa per raggiungere l'equilibrio del bacino tra la portata entrante e quella scaricata che si otteneva verso le h 7:00. In questo modo si è cercato di innalzare gradualmente la portata nel tratto derivato per "preparare" la fauna fluviale alla fase successiva. La portata è quindi passata, nel corso di circa 40 min dal DMV (1,8 m³/s) alla portata entrante pari a circa 12 m³/s. In questa fase sono stati riscontrati valori molto modesti di torbidità. (0,08%), dovuti essenzialmente alla movimentazione di piccoli depositi di sedimenti addossati alla paratoia.

Seconda fase (F2): Svuotamento del bacino tramite l'apertura graduale delle paratoie principali. La portata nel tratto derivato è passata in 45 min da circa 12 m³/s fino ad un picco di 29 m³/s, per poi tornare alla portata in entrata nell'arco di circa 1,5 ore (dalle 7:00 alle 8:30). A causa dei volumi coinvolti è questa la fase più critica della gestione di queste operazioni. Infatti alle h 7:50, dopo l'apertura totale delle paratoie, si è registrato un breve ma intenso picco di torbidità (6,7%) dovuto alla massiccia movimentazione di parte del materiale sedimentato nel bacino Dopo un repentino innalzamento parziale delle paratoie, il valore rientrava a 2,4% alle 8:00 per poi ridursi fino a 0,2% alle 8:15.

Terza frase (F3): asporto meccanico di ca. 6.000 m³ di sedimento a monte della traversa. Durante questa fase (dalle 8:15 alle 15:00 del giorno successivo) è ipotizzabile una parziale erosione del sedimento scaricato in alveo durante la fase 2, dato che la portata nel tratto derivato corrispondeva sempre alla portata in entrata (11,5-12,8 m³/s). Durante le fasi d'escavazione più intensa sono stati registrati comunque alcuni picchi di torbidità moderata (max 2%).

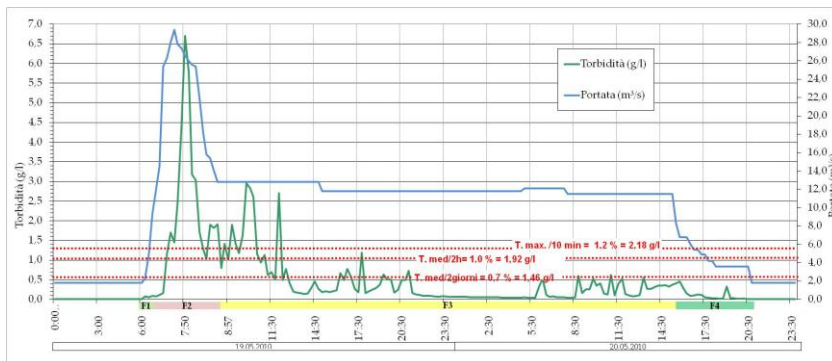



Figura 2 – Misure di portata e torbidità a valle della traversa nelle 4 fasi (F1-4: vedi testo) della manovra; In rosso le limitazioni indicate dagli uffici provinciali.(grafico elaborato da Seledison s.p.a.).

Quarta fase (F4): chiusura progressiva delle paratoie e ritorno a regime. A causa del rischio di spiaggiamento, questa fase è riconosciuta come molto critica per la fauna fluviale (DWA, 2006). Per questo si è cercato di rientrare in modo graduale a condizione di DMV nel corso di circa 5 ore (15:15 -

20:30). In questo periodo si è assistito a un ritorno dei valori di torbidità ai livelli ante manovra.

4. Risultati

4.1 Benthos

Il popolamento macroozobentonico rinvenuto corrisponde a quello, ampiamente documentato da varie indagini (Lösch & Alber, 2009) che di norma conduce a valori di qualità biologica mediocre. Si sono rinvenute comunità composte da 7 a 13 unità sistematiche tipicamente ubiquitarie che di norma corrispondono a Plecotteri del genere *Leuctra,* Efemerotteri del genere *Baetis,* Tricotteri degli ordini dei *Limnephilidae* e *Rhyacophilidae* e Ditteri degli ordini dei *Chironomidae, Simulidae* e *Limonidae.* A questi 7 taxa si aggiungono di regola uno o due famiglie di Oligocheti. Appare soprattutto evidente la mancanza o la sporadicità di popolamenti di Plecotteri delle famiglie *Nemouridae* e *Perlodidae* e di Efemerotteri della famiglia degli *Heptagenidae*, gruppi sistematici che possono essere considerati caratterizzanti per questa tipologia d'ambiente fluviale. Dai risultati dell'analisi dei campioni "ante" e "post svaso" si rivela una sostanziale riduzione della consistenza della comunità rilevata prima degli interventi (Figura 3). La distribuzione spaziale degli organismi (caratteristicamente non omogenea) comunque non invalida, per l'evidenza del caso specifico e le modalità di campionamento, la rilevazione di un'importante riduzione della densità della comunità pari a circa 1/3. Per quanto concerne la frequenza relativa, si osserva la scomparsa dei *taxa* già molto rari mentre fra i *taxa* abbondanti non si riscontrano differenze tali da far ritenere gli effetti dello svaso significativamente diversi, ovvero selettivi.

	Dinocras	Dycticogenus	Leuctra	Nemoura	Protonemura	Baetis	Rhithrogena	Ecdyonurus	Limnephilidae	Rhyacophilidae	Hydraenidae	Chironomidae	Simuliidae	Limoniidae	Lumbricidae	Naididae	Gordius	Crenobia
	Plecotteri					Efemerotteri			Tricotteri		Coleo.	Ditteri			Oligocheti		Nem.	Turb.
"ante"	2	2	173	3	2	245	2	6	51	21	2	160	8	86	101	126	2	2
"post"	2		46			110		2	10	10		32		40	16	53		

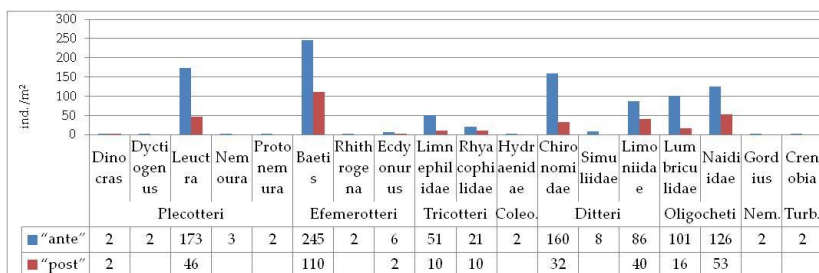



Figura 3 – Composizione tassonomica del macrozoobentos "ante" e "post svaso".

4.2 Ittiofauna

Il popolamento ittico rilevato prima e dopo lo svaso nelle due stazioni di campionamento è risultato costituito essenzialmente da trota di torrente (*Salmo trutta*) e da trote marmorate (*Salmo marmoratus*) oltre che da ibridi di *Salmo trutta marmoratus* x *Salmo trutta* forma *fario*. A queste si aggiungevano in entrambe le stazioni alcune trote iridee (*Oncorhynchus mykiss*) mentre lo scazzone (*Cottus gobio*), specie ampiamente diffusa nel tratto a monte della traversa, era rappresentano solamente da pochi individui nella stazioni di Covelano. Sono stati catturati, inoltre, singoli esemplari di salmerino di fonte (*Salvelinus fontinalis*), temolo (*Thymallus thymallus*) e lampreda padana (*Lampetra zanandreai*).

Pur presentando una struttura di popolazione relativamente naturale con un numero proporzionalmente elevato di giovani, la qualità intrinseca del popolamento salmonicolo è risultata evidentemente compromessa a causa della forte prevalenza di trote di recente immissione:. circa 2/3 degli esemplari campionati sono stati agevolmente riconosciuti come tali per via delle mutilazioni delle pinne, della colorazione, oltre che per l'aspetto generale (Figura 4).

Tra le due fasi si è assistito in COV ad una riduzione di circa il 26% della densità di popolamento e circa il 19% della biomassa ittica totale rispetto al rilievo iniziale. In LAS, immediatamente a valle della traversa, si è registrato, dopo lo svaso, un incremento del 6% della densità di popolamento ed una riduzione di ca. 7% della biomassa ittica totale. L'imprecisione insita nella natura del rilievo induce a ritenere probabile un'effettiva contrazione del popolamento in COV mentre lo scostamento in LAS è senz'altro inferiore al

"range" d'errore dello specifico campionamento. La Figura 5, che rappresenta il numero di pesci marcati prima dello svaso e di quelli ritrovati nello stesso tratto al termine delle operazioni, dimostra come le variazioni registrate nella densità di popolamento, nella biomassa ittica e nella composizione specifica possano dipendere in parte significativa da spostamenti lungo l'asse longitudinale del tratto di fiume. Sia prima che dopo lo svaso sono stati osservati, nel tratto-campione a monte di Covelano, esemplari di trota di 2,5-3,0 cm di lunghezza, ad indicare una sopravvivenza certa degli stadi giovanili di trota particolarmente delicati e sensibili allo specifico impatto. Nello stesso tratto il campionamento "post svaso" ha fatto rilevare un aumento del numero di scazzoni (da 3 a 7), dovuto probabilmente alla discesa di esemplari dall'invaso. Anche il ritrovamento di un'unica lampreda padana è da ascrivere con tutta probabilità alle stesse cause. È certo che lo specifico evento ha provocato, per lo meno nel tratto di Covelano, un significativo drift della comunità ittica: due esemplari marcati sono stati ricatturati 20 metri a valle dell'estremo inferiore del tratto campionato.

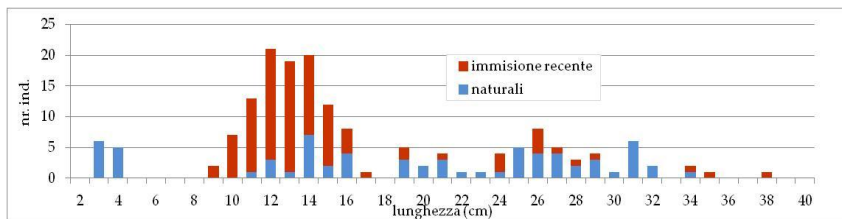



Figura 4 – Istogramma della frequenza delle classi di lunghezze delle trote (Salmo sp.) rinvenute nella stazione di Covelano.

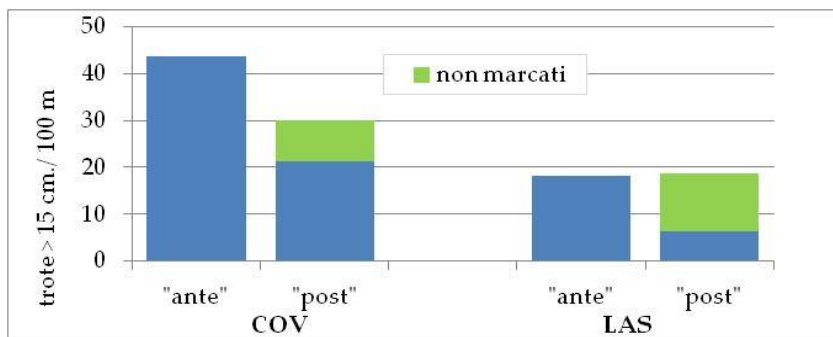



Figura 5 – Trote marcate e ricatturate dopo lo svaso nelle due stazioni.

5. Conclusioni

La risposta allo stress originato dalle manovre idrauliche che determinano, in particolare, incremento della torbidità dell'acqua e consistenti escursioni della portata - appare diversa a seconda delle componenti biologiche considerate.

Il macrozoobentos ha subito una decisa contrazione numerica senza che peraltro si potesse notare una modificazione della composizione dei principali gruppi tassonomici, fenomeno peraltro già riportato in letteratura e messo in relazione soprattutto ad un aumento veloce delle portate (Gerster & Rey 1994; Regione Lombardia, 2008). La riduzione della densità di popolamento del macrozoobentos conduce, inoltre, ad una limitazione della disponibilità alimentare per la fauna ittica (Gerster & Rey, 1994).

Non sono stati osservati significativi accumuli di sedimento derivante dallo svaso che potessero comportare un'alterazione dell'habitat interstiziale.

Gli effetti dello svaso sul popolamento ittico paiono scarsamente incisivi. I pesci marcati e ricatturati mostravano tutti, ad un'osservazione generale esterna e specifica delle lamelle branchiali, un ottimo stato di salute; a conferma dell'effettivo superamento senza danni d'una breve fase d'elevata torbidità, in analogia con quanto riscontrato in altri studi (Gerster & Rey 1994; Newcombe & Jensen, 1996; Petz-Glechner *et al*. 2003).

Buona parte dei pesci campionati durante la seconda data "non

corrispondeva", peraltro, al popolamento originario dei tratti. Questi esemplari si erano quindi spostati da zone a monte o valle, verosimilmente a causa degli effeti della manovra. Il ritrovamento"post svaso" di esemplari d'età 0+ anni di trota indica inoltre, che la fase di rientro a condizioni di DMV è avvenuta in forma tale da evitarne lo spiaggiamento, uno dei rischi maggiori per gli stadi giovanili. Il forte superamento dei limiti di torbidità non ha comportato, presumibilmente per via della sua breve durata (meno di un'ora per la fase acuta) effetti riconoscibili sull'ittiofauna dei tratti investigati. Il popolamento stesso è però caratterizzato da una percentuale elevatissima di pesci di recente immissione, un dato che può essere interpretato sia come l'effetto dei ripopolamenti, sia come una risposta ad una labilità delle condizioni dell'ambiente ittico, già riscontrata in passato e evidenziata anche dalla mediocre qualità biologica.
Riassumendo, si evince che l'attuale mediocre integrità della componente biologica analizzata è da attribuire con tutta probabilità a manovre più intense di quella monitorata o alla somma degli effetti di manovre successive di paragonabile entità. Le manovre alla traversa che danno luogo ad ampie escursioni del deflusso e significativi fenomeni di trasporto solido non hanno un carattere straordinario, ma sono frequenti: si verificano nel caso di interventi programmati di rimozione dei sedimenti, durante gli eventi di piena, nei casi di fermo-impianto ecc.. La somma di impatti successivi si configura come una fonte di forte instabilità per l'ecosistema. Un'ottimizzazione ulteriore della manovra descritta – *in tal senso l'esperimento guidato ha consentito la raccolta di esperienze utili per successivi sviluppi* - dovrebbe riguardare soprattutto una minore velocità dell'incremento di portata (soprattutto in fase 2) per mezzo di un'apertura più lenta delle paratoie. Un miglioramento della qualità del popolamento macrozoobentonico ed ittico di questo tratto di Adige appare possibile solo se le modalità ottimizzate, con particolare riguardo al ritorno graduale alle condizioni di DMV, saranno applicate a tutte le manovre di apertura delle paratoie.

Bibliografia

DWA. (2006). *Entlandung von Stauräumen*, In: DWA-Themen, Hennef

Gerster St. & Rey P. (1994). Ökologische Folgen von Stauraumspülungen; Synthesebericht und Wegleitung. - Schriftenreihe Umwelt Nr. 219- *Fischerei*, BUWAL pp 47

Ghetti P. (1997). *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso. I macroinvertebrati nel controllo della Qualità degli ambienti di acque correnti*. APPA Trento pp. 222

Lösch B. & Alber R. (2009). *La qualità dei corsi d'acqua in Alto Adige. Indagini eseguite nel periodo 2005-2008.* Annali del laboratorio biologico provinciale - Provincia Autonoma di Bolzano (18): 115-118.

Newcombe C.P.& Jensen J.O.T. (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries and Management* 16(4):693-727.

Petz-Glechner R., Petz W., Kainz E. & Lapuch O. (2003). *Die Auswirkungen von Stauraumspülungen auf Fische.* Natur in Tirol – Ökologie und Wasserkraftnutzung. Amt der Tiroler Landesregierung – Abteilung Umweltschutz – Innsbruck A.pp 74-93

Regione Lombardia, 2008. Quaderno di Ricerca: definizione dell'impatto degli svasi dei bacini artificiali sull'ittiofauna e valutazione di misure di protezione. pp 121

Effetti e mitigazione dell’hydropeaking sugli ecosistemi fluviali alpini

Maria Cristina Bruno – Fondazione E. Mach, Bruno Maiolini – Fondazione E. Mach, Mauro Carolli – Università di Trento

Sommario

Nei torrenti alpini impattati dalla presenza di centrali idroelettriche con bacini di accumulo in alta quota le alterazioni del regime delle portate sono dovute a riduzione di portata (tratti a deflusso minimo vitale) a seguito del prelievo in alta quota, associato alla presenza di invasi artificiali, e agli improvvisi e ripetuti rilasci di acqua a valle dalle centrali (hydropeaking). Alle onde di hydropeaking sono spesso associati bruschi innalzamenti o abbassamenti di temperatura (thermopeaking). Sono illustrati brevemente due studi in cui sono stati valutati gli impatti di alterazioni del regime delle portate (hydropeaking e deflusso minimo vitale vs regime naturale) e delle onde di thermopeaking sulla diversità e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici. Sono infine discusse alcune possibili soluzioni di mitigazione a tali alterazioni di portata e di temperatura, e a titolo esemplificativo viene presentato un progetto per ridurre l’hydropeaking utilizzando un reticolo di canali artificiali irrigui attualmente in parte dismessi.

1. Introduzione

Il regime naturale delle portate, ovvero le variazioni quantitative della portata nel corso dell’anno (*Poff et al.*, 1997) ha una funzione fondamentale per strutturare le comunità bentoniche (*Bunn & Arthington*, 2002). Nei torrenti alpini, una delle principali cause di alterazione del regime delle portate è la costruzione e messa in opera d’impianti idroelettrici a caduta con bacini di accumulo in alta quota creati da dighe (*Meile et al.*, 2010; *Zolezzi et al.*, 2011). L’impatto più rilevante che ne risulta è generato dai rilasci a valle delle centrali, che causano rapide fluttuazioni di portata associate all’accensione e spegnimento delle turbine, un fenomeno chiamato

hydropeaking (*Gore & Petts*, 1989). Queste "onde" possono verificarsi una o più volte al giorno e si propagano per molti km a valle (*Bruno et al*., 2010). Le ripetute onde di hydropeaking causano diversi tipi di impatto: l'aumento di sedimenti fini interstiziali e conseguente colmazione dei sedimenti del letto fluviale (clogging); l'induzione del drift catastrofico di invertebrati dovuto all'aumento degli sforzi tangenziali della corrente sul fondo; la creazione di barriere fisiche, idrologiche e termiche per la migrazione controcorrente di specie ittiche; la riduzione della rigenerazione e reclutamento di semi nelle fasce riparie; lo spiaggiamento di vertebrati ed invertebrati acquatici; l'alterazione o impedimento di fasi cruciali del ciclo vitale di insetti anfibiotici e infine la riduzione di processi ecologici di primaria importanza quali la denitrificazione (*Moog, 1993*; *Bunn & Arthington*, 2002, *Blaschke et al.,* 2003; *Bruno et al.*, 2010; *Smokorowski et al*., 2011). Il fenomeno dell'hydropeaking è frequentemente associato anche a un'alterazione del regime termico dei corsi d'acqua, poiché i rilasci da serbatoi in quota sono caratterizzati da marcate differenze di temperatura tra le acque turbinate e il corpo idrico ricevente a causa dei fenomeni di stratificazione invernale e di circolazione estiva che si verificano nei serbatoi artificiali, posti a quota più alta del punto di reimmissione. Ciò determina in alcuni casi sensibili e improvvise variazioni di temperatura nel corso d'acqua (thermopeaking) (*Zolezzi et al.,* 2011), che inducono un aumento del drift comportamentale (*Carolli et al.,* 2012) ovvero causato dell'ingresso volontario dell'animale nella colonna d'acqua o involontario come conseguenza di un aumento dell'attività degli animali e/o al cambiamento della loro posizione sul substrato. Questo fenomeno contribuisce alla diminuzione della biodiversità acquatica. Un impatto diverso è invece causato della costante riduzione di portata nei tratti fluviali a deflusso minimo vitale, che sono generalmente presenti sia a valle dei punti di prelievo che a valle delle dighe; in questi tratti si verificano principalmente alterazioni della temperatura e della dinamica di sedimenti, interruzione della continuità (sensu *Amoros & Roux*, 1988: trasferimento mediato dal flusso di acqua, di materia, energia e/o organismi entro o tra elementi dell'ecosistema fluviale) longitudinale e ulteriore perdita di habitat (*Dewson et al*., 2007). L'effetto sugli invertebrati bentonici è un'alterazione della diversità e densità, con riduzione di taxa

reofili e aumento di taxa adattati ad acque con bassa velocità (*Jowett*, 1997).
L’impatto sulla comunità bentonica delle onde di thermopeaking è poco studiato in campo per l’impossibilità di separarla da quella di hydropeaking. Pertanto, un primo set di simulazioni è stato condotto per indurre shock termici positivi e negativi di entità simili a quelle registrate a valle di centrali idroelettriche, valutandone le risposte delle comunità bentoniche in un impianto di canalette artificiali. Tale impianto è stato anche utilizzato per un secondo set di esperimenti in cui sono stati confrontati gli effetti di condizioni di regime idrologico costante rispetto a condizioni di regime naturale e di hydropeaking sulla diversità e composizione delle comunità bentoniche. Scopo del presente contributo è da una parte sintetizzare risultati in parte già presentati in altri articoli, in parte inediti, dall'altra presentare alcune misure di mitigazione dell'hydropeaking.

2. Materiali e metodi

2.1 Apparato sperimentale

La struttura sperimentale è composta di cinque canalette, situate lungo il torrente Fersina in Trentino (località Canezza di Pergine, 600 m s.l.m.). Ogni canaletta è costruita in acciaio, misura 20 m in lunghezza e 30 cm in larghezza; tre canalette sono profonde 30 cm e due 50 cm, e riempite rispettivamente con uno strato di sedimento raccolto in alveo di 10 cm (canalette A, B, C) o 40 cm (canalette D ed E); le canalette sono alimentate direttamente dal torrente (dettagli in *Carolli et al.*, 2012). Da 5 mesi prima dell’inizio degli esperimenti, e fino alla fine di essi, la portata nelle canalette era costantemente di 0,005 $m^3 s^{-1}$ e la velocità 0,5 $m s^{-1}$.

2.2 Simulazioni di thermopeaking

Sono state condotte quattro simulazioni: due thermopeaking freddi (CTP1: 12 settembre 2008, CTP2: 29 luglio 2009), raffreddando l’acqua di circa 3 °C in 4,5 e 4 min, e due thermopeaking caldi (WTP1: 17 novembre 2008, WTP2: 11 Marzo 2009), riscaldando l’acqua di 2-3 °C in 1 e 2 min, con un tasso di cambiamento di temperatura di circa 2,4 x 10^{-1} °C min^{-1}, molto simile a quello

registrato in un fiume impattato da hydropeaking nel bacino dell'Adige (*Zolezzi et al.*, 2011). Gli invertebrati bentonici che si staccavano dal substrato, venivano raccolti con retini da drift all'uscita delle canalette, sia prima delle simulazioni (drift di base) che durante le simulazioni (drift attivo). Nel caso del drift attivo, che rappresenta la risposta al disturbo rappresentato dall'onda termica, i campioni di drift sono stati raccolti continuativamente per tutta la durata della simulazione, e cambiando i retini a intervalli brevi (2-3 minuti), per seguire l'andamento temporale del drift. Campioni di benthos sono stati raccolti da ogni canaletta prima delle simulazioni per valutare la propensione al drift degli invertebrati. I metodi sperimentali e le analisi statistiche applicate sono spiegati in dettaglio in *Carolli et al.* (2012).

2.3 Esperimenti su regimi idrologici a deflusso minimo vitale, hydropeaking e regime naturale

Sono state selezionate tre stazioni: 1) le 5 canalette descritte nel precedente paragrafo, mantenute artificialmente a deflusso costante, rappresentavano il tratto a deflusso minimo vitale (DMV), 2) un tratto fluviale 100 m a monte delle canalette con regime naturale (RN), 3) un tratto fluviale 200 m a valle delle canalette che riceve le immissioni di una piccola centrale idroelettrica, quindi impattato da hydropeaking (HP). I macroinvertebrati bentonici sono stati raccolti utilizzando substrati artificiali di tipo Hester-Dandy per ogni stazione (cinque serie di tre substrati per le stazioni in alveo, tre substrati per ognuna delle cinque canalette); un substrato per ogni serie è stato prelevato ogni 15 giorni e riposizionato dopo aver rimosso tutti gli invertebrati. Contemporaneamente sono stati raccolti campioni quantitativi di benthos, uno per ogni stazione in alveo e uno per canaletta, utilizzando un retino Hess. L'esperimento è iniziato nel febbraio 2010 ed è terminato nell'agosto 2010 a causa di una piena che ha distrutto tutto l'apparato di substrati, modificato l'alveo e ricoperto le canalette di sedimento. In ogni data di campionamento, tutti gli invertebrati venivano rimossi dai substrati e dai campioni raccolti con retino Hess, e identificati al più basso livello tassonomico possibile. I taxa dominanti, e identificati almeno a livello di genere, appartenevano a Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT), per i quali sono state applicate metriche che non verranno discusse in questa

sede. Sono stati inoltre selezionati i taxa più comuni non EPT, ovvero Diptera Chironomidae e Simuliidae, Copepoda Harpacticoida e Coleoptera Elmidae. Tutti i taxa sono stati anche classificati come gruppo funzionale trofico, o "functional feeding group" (FFG: detritivori, detritivori-pascolatori, detritivori-pascolatori-trituratori, pascolatori, trituratori, trituratori-pascolatori, predatori, filtratori) e le abbondanze dei taxa in ogni campione raggruppate per FFG.

3. Risultati

3.1 Simulazioni di thermopeaking

I risultati in dettaglio sono presentati e discussi in *Carolli et al*. (2012). In sintesi, sono stati osservati aumenti del drift di 3, 5, 2 e 4 volte, rispettivamente per i due thermopeaking freddi e caldi (Figura 1), nonostante i cambiamenti in temperatura ottenuti nelle canalette fossero nel range di tollerabilità degli organismi bentonici in quanto simili alle variazioni diurne (ma ottenuti molto più velocemente). L'incremento del drift avveniva entro due minuti dall'inizio delle manipolazioni di temperatura.

La composizione in taxa del drift raccolto prima e durante le simulazioni differiva, indicando che alcuni taxa rispondevano preferenzialmente alle alterazioni termiche; le larve di Chironomidae, Simuliidae e Baetidae erano i taxa più abbondanti nel drift durante tutte le manipolazioni termiche.

Il drift indotto dagli improvvisi cambiamenti di temperatura è probabilmente comportamentale in quanto attivo, differentemente da quello passivo, o catastrofico, che si verifica in risposta all'hydropeaking. I due tipi di drift possono verificarsi come eventi distinti e successivi in torrenti impattati da hydropeaking e thermopeaking, in quanto la propagazione delle onde di portata e termica avvengono in modo asincrono (*Toffolon et al.*, 2010), e quindi la comunità bentonica è sottoposta a due impatti successivi: l'aumento della trazione al fondo, seguito dal brusco cambiamento di temperatura. Gli effetti del thermopeaking sono quindi sinergici con quelli dell'hydropeaking e, a lungo termine, possono alterare la distribuzione

longitudinale degli invertebrati bentonici, e ridurne la diversità e abbondanza.

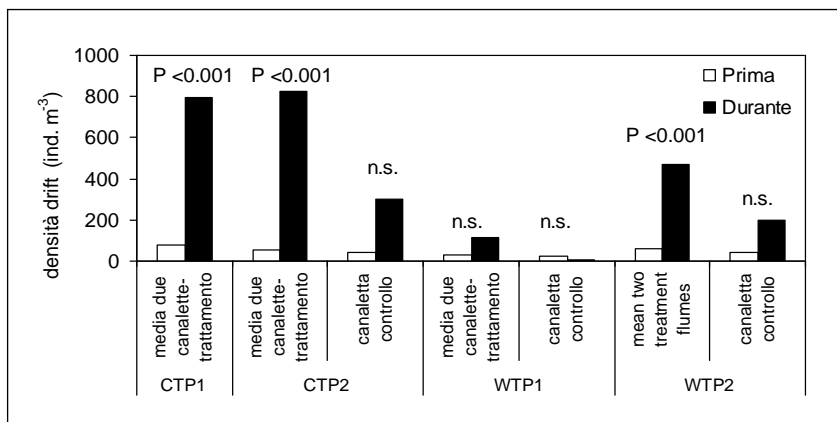



Figura 1 – Abbondanze totali del drift prima e durante ogni simulazione di thermopeaking freddo (CTP1 e CTP2) e caldo (WTP1 e WTP2) nelle due canalette-trattamento (valori cumulati come valori medi) e nella canaletta di controllo, e valori di P del test di Kruskal-Wallis del confronto prima-durante di ogni esperimento (n.s.= non significativo).

3.2 Esperimenti su regimi idrologici a deflusso minimo vitale, hydropeaking e regime naturale

La composizione e l'abbondanza delle comunità bentoniche differivano tra i tre regimi idrologici (Figura 2): la comunità nel sito HP era meno abbondante e diversa, più variabile temporalmente, e ha richiesto un tempo maggiore per raggiungere il numero massimo di taxa. Le densità e diversità maggiori erano presenti nei siti DMV.

Il regime delle portate ha avuto un effetto anche sulla distribuzione dei gruppi trofici funzionali di EPT (Fig. 3): i campioni HP erano i più variabili e quelli DMV i meno variabili per entrambi i metodi di campionamento. La composizione in gruppi funzionali di EPT era più simile per i campioni raccolti con RN e DMV, specialmente per i substrati, mentre i campioni raccolti in regime di HP erano sempre diversi dai rimanenti, soprattutto per i substrati.

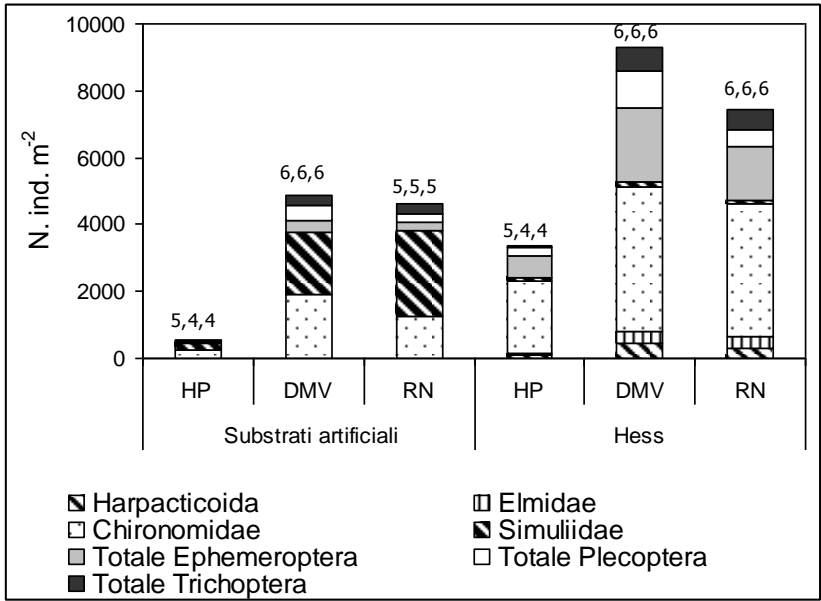



Figura 2 – Abbondanza media dei taxa dominanti per I due metodi di campionamento, e per ogni regime di portata. I numeri indicano rispettivamente il numero totale di taxa di Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.

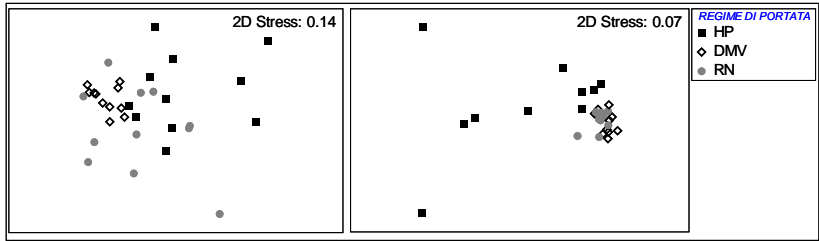



Figura 3 – Ordinamento (Non-metric MultiDimensionalScaling) basato sui gruppi trofici funzionali di efemerotteri, plecotteri, e tricotteri dei campioni raccolti con i tre regimi di portata (HP, DMV, RN) Sinistra: substrati artificiali, destra: campioni Hess.

Le basse densità ed elevata variabilità riscontrate nei siti sottoposti a HP è da imputare alle alterazioni del regime idrologico e termico che rimuovono invertebrati tramite l'induzione massiccia di drift passivo e attivo. Nelle

stazioni a DMV invece, la mancanza di episodi di portata elevata ha prodotto un effetto positivo a breve termine sulla diversità e abbondanza del benthos, attraverso la riduzione del drift passivo e/o l'accumulo di risorse trofiche (detrito) e la creazione di microhabitat favorevoli.

4. Discussione

I risultati dei nostri studi confermano che l'alterazione del regime naturale delle portate ha un effetto diretto sulle comunità di invertebrati bentonici tramite l'induzione di drift attivo e passivo in risposta, rispettivamente, a portate elevate e molto basse, e un effetto indiretto tramite i cambiamenti indotti nella caratteristiche fisico-chimiche dell'acqua. Tra queste, l'alterazione della temperatura può indurre un ulteriore drift attivo.
La mitigazione delle alterazioni di temperatura è possibile, e si basa sulla modificazione della temperatura dell'acqua rilasciata dai bacini artificiali, ottenuta con due tipi d'intervento: sfruttamento della stratificazione dell'acqua nei bacini e prelievo a livello variabile, o destratificazione della colonna d'acqua. Il primo tipo d'intervento è stato per esempio applicato alla diga di Flaming Gorge sul Green River e alla diga Shasta sul fiume Sacramento negli U.S.A., il secondo alla diga North Pine nel lago Lake Samsonvale in Australia (*Sherman, 2000; Olden & Naiman, 2010*).
Nei tratti fluviali in cui l'hydropeaking è particolarmente severo sono possibili diverse misure di riqualificazione idrologica, di tipo strutturale e operativo (per una revisione della bibliografia recente si veda *SINTEF, 2010*), che sono sempre caso-specifici e richiedono studi preliminari per garantire una corretta implementazione delle misure, e un monitoraggio successivo alla loro messa in opera. Gli interventi strutturali che modulano le variazioni idrologiche (e in molti casi anche quelle termiche), comprendono: lo scarico di tutte o parte delle acque turbinate tramite gallerie e/o canali direttamente in laghi (per es., nel Canton Ticino in Svizzera 6 impianti idroelettrici rilasciano direttamente nel Lago Maggiore) o nella piana alluvionale; la costruzione di bacini di laminazione (molti esempi in Svizzera, in Austria sul fiume Bregenz nella regione del Vorarlberg), l'uso di strutture esistenti (cave

dismesse, reticoli di fossi agricoli), la diversione in canali laterali di passaggio per la rimonta di pesci (per es.: l'impianto Kreuzbergmaut sul Fiume Salz, Austria) e, infine, interventi sulla morfologia fluviale quali l'allargamento dell'alveo e la creazione di zone lentiche tramite aumento della sinuosità delle rive (es: tratti dei fiumi Rodano e Thur in Svizzera) la creazione di zone umide perifluviali (per es. nel tratto superiore del fiume Drava, Austria), di zone di deposizione per la fauna ittica tramite immissione di materiale alluvionale (fiume Campbell, Canada, fiume Dorodgne, Francia), e di zone rifugio o nuovi habitat per pesci e/o invertebrati (fiumi Maronne e Vezere in Francia). Gli interventi operativi prevedono la riduzione delle variazioni di portata e livello (tramite l'aumento del flusso minimo e la diminuzione del flusso massimo rilasciati dalle turbine, come per esempio adottato in tratti dei fiumi Dordogne e Argentat in Francia) o la riduzione dei tassi delle variazioni di portata (tramite rallentamento delle operazioni di accensione/spegnimento delle turbine, messo in atto in diversi fiumi in Svizzera). Lo scopo è evitare variazioni troppo veloci ed elevate che inducono drift di invertebrati e spiaggiamento di pesci e invertebrati. Infine, gli interventi operativi più complessi prevedono sviluppo di rilasci variabili temporalmente, simili a quelli naturali (environmental flows) come sviluppato per esempio in Norvegia sul fiume Daleelva, e rappresentano la sfida più grossa per scienziati e gestori della risorsa idrica. Queste soluzioni sono difficilmente applicabili perché in contrasto con uno degli importanti vantaggi dell'idroelettrico, e cioè la rapida risposta alle richieste del mercato energetico. In sintesi, quindi, le mitigazioni di tipo funzionale sono quelle più comunemente intraprese. Un esempio di questo tipo è rappresentato in ambito nazionale da un progetto di riqualificazione programmato in Trentino, che prevede la parziale riduzione dell'hydropeaking causato sul fiume Noce, uno dei principali tributari dell'Adige, tramite la deviazione di acque turbinate da una centrale di grandi dimensioni dal Noce verso un adiacente sistema di fossi irrigui e la successiva lenta restituzione al fiume. Il sistema di fossi attraversa una zona agricola dedicata alla coltivazione di melo e vite (piana Rotaliana), ha perso la sua originale funzione irrigua, sostituita dai pozzi, ma viene mantenuto per il controllo di eventuali

allagamenti della piana. Il ripristino della funzionalità idraulica dei fossi favorirebbe il mantenimento di comunità biologiche e della vegetazione in alveo e il controllo delle temperature estive. Tali effetti verrebbero potenziati dalla creazione di fasce riparie lungo il sistema di fossi. Tra i vantaggi attesi è una parziale riduzione dell'hydropeaking, la ricarica delle falde nella piana agricola, una riduzione del carico di azoto, sia per denitrificazione che per bioaccumulo, un incremento della biodiversità acquatica, in ambienti che se ben gestiti possono mimare le scomparse zone umide. Inoltre il prelievo di acqua solamente nei momenti di produzione eviterà di alimentare i fossi irrigui durante i periodi di bassa portata, con notevoli vantaggi sia per la fauna ittica che, più in generale, per l'ecologia del fiume Noce.

Bibliografia

Amoros C., Roux A. L. (1988). *Interaction of waterbodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity*. In: *Proceedings of the 2nd International Seminar of the international Association of Landscape Ecology*, Screiber K.-F. (ed). Munstersche Geographische Arbeiten 29, Munster: 125–130.

Blaschke A. P., Steiner K.-H., Schmalfuss R., Gutknecht D., Sengschmitt D. (2003). *Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria*. International Review of Hydrobiology, 88, 397–413.

Bruno M C., Maiolini B., Carolli M., Silveri L. (2010). *Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy).* Limnologica, 40: 281–290.

Bunn S. E., Arthington A. H. (2002). *Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity.* Environmental Management, 30: 492–507

Carolli M., Bruno M. C., Siviglia A., Maiolini B. (2012). *Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations*. River Research and Application, 28(6): 678–691.

Dewson Z. S., James B. W. A., Death R. G. (2007). *A review of the consequences of*

decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, 26: 401–415.

Gore J. A., Petts G. E. (1989). *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press, Boca Raton, FL.

Jowett I. G. (1997). *Environmental effects of extreme flows*. In: *Floods and droughts: the New Zealand experience*, Mosley M. P., Pearson C. P. (eds). Caxton Press. Christchurch, New Zealand: 104–116.

Meile T., Boillat J. L., Schleiss A. J. (2010). *Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland*. Aquatic sciences, 73: 171–182.

Moog O. (1993). *Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental im*pacts. Regulated Rivers: Research & Management, 8: 5–14.

Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestagaard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C. (1997). *The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration*. Bioscience, 47: 769–784.

Sherman B. (2000) *Scoping Options for Mitigating Cold Water Discharges from Dams*. CSIRO Land and Water, Canberra.

SINTEF. (2011) *Mitigation Measures Against Hydropeaking Effects. A literature review*. Report n. TR A7192.

Smokorowski K. E., Metcalfe R. A., Finucan S. D., Jones N., Marty J., Power M., Pyrce R. S., Steele R. (2011). *Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river*. Ecohydrology, 4: 791–806.

Toffolon M., Siviglia A., Zolezzi G. (2010). *Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking*. Water Resources Research, 46, W08536, DOI: 10.1029/2009WR008234.

Zolezzi G., Siviglia A., Toffolon M., Maiolini B. (2011). *Thermopeaking in alpine streams: event characterization and time scales*. Ecohydrology, 4: 564–576.

Studio degli effetti delle variazioni artificiali di portata nel fiume Ticino da Personico al lago Verbano (Svizzera) e identificazione di possibili misure di risanamento

Consorzio D.R.I.F.T. (Alberto E. Conelli) – Composizione: Oikos 2000 Consulenza e ingegneria ambientale Sagl, CSD Ingegneri SA (capofila), ETEC écologie aquatique Sàrl, Drosera écologie appliquée SA

Sommario

Il fiume Ticino, nel tratto tra Personico e il lago Verbano, è considerato uno dei corsi d'acqua svizzeri maggiormente compromessi dal profilo delle variazioni artificiali di portata (*hydropeaking*). Il presente contributo illustra i risultati principali delle indagini svolte tra il 2008 e il 2010 al fine di valutare le disfunzioni causate dallo sfruttamento idroelettrico e identificare le possibili misure di risanamento. Gli approfondimenti specifici condotti inizialmente in modo separato (idrologia, idraulica, morfologia, parametri fisico-chimici, ittiologia, macroinvertebrati) sono stati confrontati tra loro in una diagnosi globale, con lo scopo di proporre un pacchetto di misure di risanamento. I risultati indicano che le variazioni artificiali di portata costituiscono il fattore principale di degrado della qualità ecologica del fiume, soprattutto in prossimità dei rilasci e nei periodi più aridi sotto il profilo idrologico. Le misure tecnicamente applicabili comprendono, come indicato prioritariamente dalla legge, misure costruttive quali bacini di demodulazione e bacini multifunzionali, ma anche misure di gestione dei rilasci e di rivitalizzazione degli ambienti acquatici del fiume e dei suoi affluenti. Infine, sono stati proposti provvedimenti inerenti la pesca (aumento della misura minima legale per la Trota fario). Lo studio è stato commissionato dal Dipartimento del territorio del Cantone Ticino (Ufficio della caccia e della pesca), con il sostegno finanziario della Confederazione.

1. Introduzione

Con la recente modifica del diritto svizzero in materia di protezione delle acque, approvata dal Parlamento nel 2009 ed entrata in vigore nel 2011, si è realizzata una delle tappe più importanti nella protezione delle acque in Svizzera. Tale modifica sancisce che i corsi d'acqua debbano essere risanati al fine di riacquistare caratteristiche più prossime alle condizioni naturali. Tutti i Cantoni sono quindi tenuti ad allestire pianificazioni strategiche in diversi ambiti della riqualificazione fluviale e ad adottare adeguate misure di risanamento. Uno degli ambiti della pianificazione strategica è quello relativo al risanamento delle variazioni artificiali di portata, fenomeno noto anche con il termine di *hydropeaking*, o "deflussi discontinui" secondo la terminologia adottata in Svizzera. Grazie al nuovo quadro normativo, gli effetti negativi delle variazioni artificiali di portata sugli ecosistemi acquatici (*Baumann & Klaus,* 2003) non sono più messi in discussione a livello giuridico. L'accento è ora posto sulla valutazione delle priorità di intervento e sulla pianificazione delle misure di risanamento, che i Cantoni dovranno sottoporre alla Confederazione entro il 2014.
Tale cambiamento del diritto svizzero è intervenuto durante la realizzazione dello studio qui illustrato, modificandone in corso d'opera buona parte degli obiettivi. Accanto all'esame dello stato attuale del fiume, si è infatti deciso di mettere in atto anche una serie di indagini complementari finalizzate alla definizione di misure di risanamento. I risultati ottenuti costituiscono una solida base per i lavori di pianificazione strategica previsti per legge entro il 2014. Inoltre, i dati raccolti sono confluiti, insieme a quelli provenienti da altri corsi d'acqua svizzeri, nella pubblicazione da parte dell'Ufficio federale dell'ambiente (*Baumann et al.*, 2012) di una direttiva destinata a tutti i Cantoni quale aiuto all'esecuzione nella pianificazione strategica del risanamento delle variazioni artificiali di portata.

2. Metodi di indagine

L'area di studio comprende l'asta del fiume Ticino da Personico al lago Verbano, per una lunghezza complessiva di circa 37,5 km (Figura 1). Il bacino imbrifero, all'altezza di Bellinzona, è pari a 1.515 km^2. Gli impianti idroelettrici che influiscono in modo rilevante sul regime idrologico di questo tratto sono la centrale Nuova Biaschina dell'Azienda elettrica ticinese a Personico (AET; portata nominale 54 m^3/s) e la centrale delle Officine idroelettriche Blenio a Biasca (OFIBLE; portata nominale 67 m^3/s, *Martignoni & Barelli*, 2002). L'asta è stata suddivisa in cinque tratti di studio (Figura 1). Tratto 1: rilascio AET – Foce fiume Brenno; tratto 2: Foce Brenno – Rilascio OFIBLE; tratto 3: Rilascio OFIBLE– Foce Moesa; tratto 4: Foce fiume Moesa – Gudo; tratto 5: Gudo – Lago Verbano.

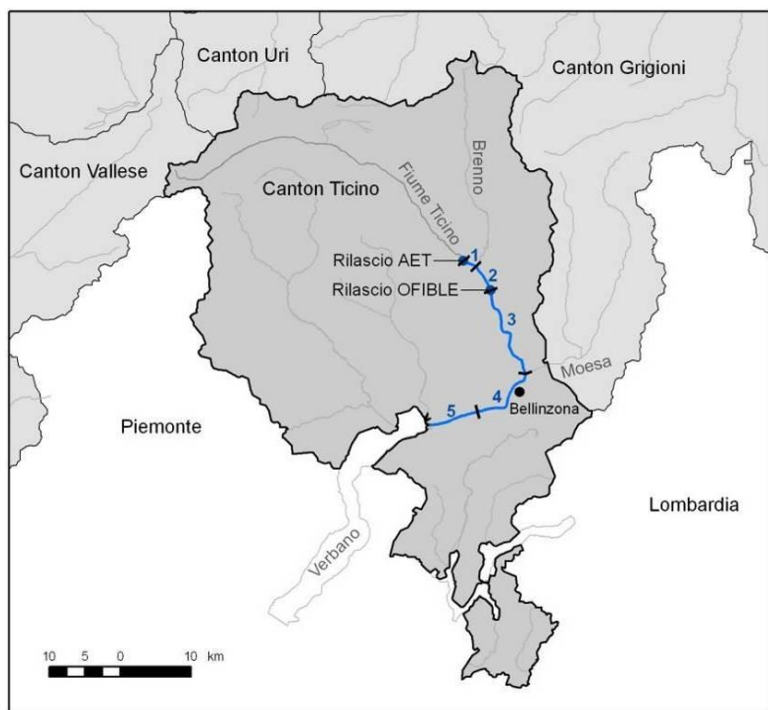



Figura 1 – Inquadramento geografico e ubicazione dei tratti di fiume studiati, da 1 a 5 (in blu).

Lo studio è stato svolto in due tappe: in primo luogo è stato applicato un approccio settoriale, realizzando studi in ambiti specifici quali idrologia, idraulica, morfologia, parametri fisico-chimici, ittiologia, macroinvertebrati.
Laddove possibile, sono stati applicati i metodi standard per l'analisi e la valutazione dei corsi d'acqua in Svizzera approvati dall'Ufficio federale dell'ambiente (UFAM); in alternativa sono stati adottati metodi già utilizzati con successo in altri corsi d'acqua a livello svizzero o internazionale per studiare il fenomeno delle variazioni artificiali di portata (http://www.modul-stufen-konzept.ch; *Hütte & Niederhauser*, 1998; *Pfaundler & Keusen*, 2007; *Schälchli, Abegg + Hunzinger*, 2002; *AFNOR*, 2004; *Ghetti*, 1997; *Limnex, 2009*). Purtroppo, buona parte dei metodi d'indagine attualmente pubblicati dall'UFAM non erano disponibili durante lo studio, come ad esempio per quanto attiene ai settori dell'idrologia (*Pfaundler et al.*, 2011), dei parametri chimico-fisici (*Liechti* 2010) o dei macroinvertebrati bentonici (*Stücki*, 2010). In un secondo tempo, i risultati settoriali sono stati confrontati in modo da realizzare una diagnosi globale, corredata da schede riassuntive, con lo scopo di proporre un pacchetto di misure di risanamento.

3. Sintesi dei risultati principali

L'indagine svolta indica che le variazioni artificiali di portata costituiscono il fattore principale di degrado della qualità ecologica del fiume Ticino, soprattutto in prossimità dei rilasci e nei periodi più aridi sotto il profilo idrologico. In questa sede non è possibile entrare nei dettagli dei risultati. Un rapporto di sintesi dello studio è disponibile sul sito *web* del Dipartimento del Territorio (*Consorzio D.R.I.F.T.*, 2011). Di seguito vengono riportati in forma sintetica alcuni risultati di particolare rilevanza.
Lo stato idrologico del fiume è stato caratterizzato per il periodo di studio, dall'ottobre 2008 all'ottobre 2010 (Tabella 1). Alcuni parametri, quali ad esempio il rapporto tra deflusso di piena e deflusso di magra ($Q_{max:min}$) e il tasso di variazione del livello idrico (dh/dt e –dh/dt) presentano valori ritenuti elevati o estremi nei tratti superiori dell'asta (tratti 1, 2 e 3, Tabella 1, Figura 1 e 2). A valle di Bellinzona (tratti 4 e 5, Tabella 1) la situazione

idrologica, mitigata dagli apporti idrici di vari affluenti, risulta invece accettabile. Il valore medio annuale del parametro $Q_{max:min}$ nel tratto 1 è pari a 19,8, mentre la relativa curva di durata indica il superamento di valori pari a 40 durante oltre 30 giorni all'anno (Figura 3). Nei tratti 2 e 3, il parametro $Q_{max:min}$ è mediamente pari rispettivamente a 5,5 e 3,3 (Tabella 1); le curve di durata indicano che occasionalmente vengono superati valori pari a 15 (Figura 3). I dati riferiti al periodo invernale, quando i deflussi di magra sono inferiori alla media, risultano peggiori rispetto a quelli riferiti all'intero anno (*Consorzio D.R.I.F.T.*, 2011).
L'analisi statistica ha inoltre evidenziato come la situazione attuale dei parametri $Q_{max:min}$, dh/dt e –dh/dt (Tabella 1) sia peggiore rispetto ai dati relativi al periodo antecedente il 2000 (*Consorzio D.R.I.F.T.*, 2011).

Parametro	[unità]	Tratto 1	Tratto 2	Tratto 3	Tratto 4	Tratto 5
Q_{medio}	[m^3/s]	21,0	28,9	51,4	72,1	79,2
Q_{max}	[m^3/s]	33,6	41,1	68,5	83,3	94,9
Q_{min}	[m^3/s]	7,2	13,5	27,5	41,2	46,8
$Q_{max:min}$	[X:1]	19,8	5,5	3,3	2,4	2,4
dh/dt	cm/h	21,0	26,9	18,8	16,6	15,7
-dh/dt	cm/h	-16,7	-18,9	-12,4	-9,9	-8,1
dQ/dt	m^3/s·h	14,0	14,4	19,3	17,9	20,1
dQ/dt	m^3/s·h	-11,8	-11,2	-14,0	-12,2	-12,8
picchi/giorno	#/d	2	2	2	1-2	1-2

Tabella 1 – Riepilogo dei parametri idrologici calcolati per i diversi tratti durante il periodo di studio 2008-2010 (valori medi). I parametri dh/dt, –dh/dt, dQ/dt e –dQ/dt sono stati calcolati considerando un intervallo di rilevamento di 1 ora; qualora venissero considerati intervalli di rilevamento più brevi, i valori degli stessi parametri risulterebbero maggiori. Ad esempio, con intervalli di 10 minuti, sono stati registrati nel tratto 1 valori di dh/dt e –dh/dt fino a 3,4 cm/min, rispettivamente -2,1 cm/min (durante il test del 19-4-2010).

Figura 2 – Tratto 1: deflusso di piena (32 m^3/s, sinistra) e di magra (1 m^3/s, destra). Teoricamente, il deflusso minimo residuale ai sensi della legge è, in questo tratto, pari a 2,2 m^3/s. Le fotografie sono state realizzate a Pollegio durante il test del 19-04-2010, *Consorzio D.R.I.F.T.*, 2011).

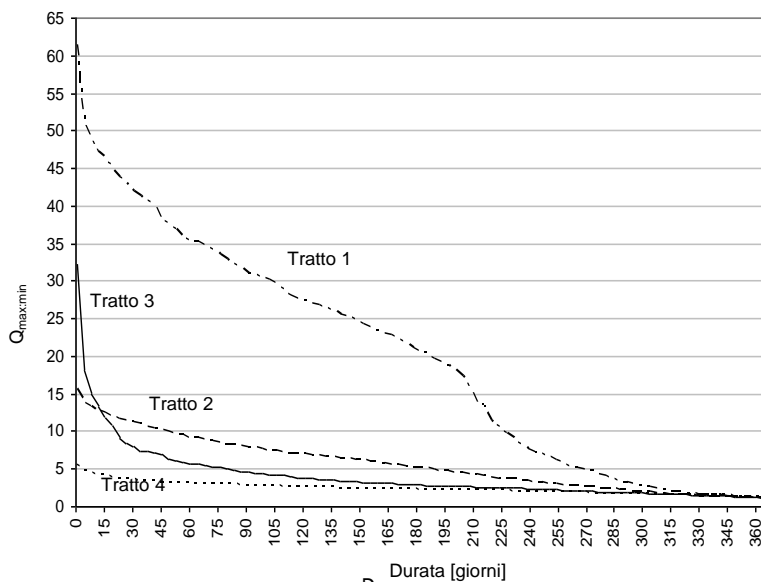



Figura 3 – Curve di durata del rapporto tra deflusso massimo e minimo ($Q_{max:min}$) per i tratti da 1 a 4 (cf. Figura 1). I dati si riferiscono al periodo di studio 2008 – 2010.

I parametri chimico-fisici dell'acqua non sono influenzati in maniera rilevante dalle variazioni artificiali di portata. In particolare, le variazioni medie di temperatura indotte dallo sfruttamento idroelettrico risultano relativamente contenute, dell'ordine di 2°C. Alcuni parametri relativi

all'intasamento dell'alveo e alla mobilizzazione del substrato non presentano particolari criticità. Altri parametri invece, e in modo particolare quelli relativi all'ittiofauna, ai macroinvertebrati bentonici e alla deriva dei macroinvertebrati (*drift*), evidenziano in modo chiaro le disfunzioni. Sotto il profilo ittico, la Trota fario è la specie più colpita, mentre il Temolo appare meno influenzato.
Le indagini complementari finalizzate alla definizione di misure di risanamento si sono concentrate sullo studio del *drift*, dei solidi sospesi totali e della materia organica particolata (detriti e alghe), in relazione a diversi scenari di mitigazione delle variazioni artificiali di portata. Tali indagini hanno rilevato effetti ecologicamente sfavorevoli quando i rapporti tra deflusso massimo e deflusso di magra ($Q_{max:min}$) oltrepassano il valore di 6,5:1; quando i tassi di incremento del livello idrico (dh/dt) sono superiori a 2 cm/min e con deflussi di magra nettamente inferiori al deflusso minimo residuale ai sensi di legge (Figura 2). Queste condizioni idrologiche si verificano frequentemente soprattutto nel tratto 1, meno frequentemente o in modo meno marcato invece nei tratti 2 e 3. Tali valori di soglia costituiscono delle indicazioni importanti per definire gli obiettivi ecologici del risanamento delle variazioni artificiali di portata nel fiume Ticino, e in modo particolare per dimensionare eventuali bacini di demodulazione o multifunzionali.

4. Misure di risanamento

Malgrado le disfunzioni evidenziate dal presente studio, il potenziale ecologico del fiume è considerato elevato. Pertanto è prioritario e giustificato attuare adeguate misure di risanamento.
Le misure di risanamento proposte in via prioritaria dallo studio sono di tipo costruttivo, come indicato dalla legge e successivamente dalla direttiva dell'UFAM sulla pianificazione strategica (*Baumann et al.*, 2012): si tratta della costruzione di bacini di demodulazione in prossimità dei rilasci AET (tratto 1) e OFIBLE (tratto 3, cf. Figura 1), con volumi dell'ordine di 200.000÷400.000 m^3, rispettivamente di 500.000÷600.000 m^3 e con costi

complessivi dell'ordine di 35÷50 milioni di euro. Per il dimensionamento definitivo sono necessari ulteriori approfondimenti e un'ottimizzazione a livello dell'intero bacino. Anche volumi di demodulazione più contenuti permetterebbero comunque di mitigare in modo considerevole le disfunzioni, grazie alla riduzione dei gradienti di deflusso (tasso di incremento / decremento del livello idrico). *Baumann et al.* 2012 menzionano inoltre la possibilità di ricavare i volumi d'accumulo scavando gallerie e caverne: tale opzione è interessante per il fiume Ticino, considerati i conflitti per lo sfruttamento del suolo nel fondovalle e la presenza di roccia pregiata (*gneiss*) che potrebbe essere valorizzata economicamente. In alternativa ai bacini di demodulazione, lo studio propone la costruzione di uno o più bacini multifunzionali, situati lungo il fiume nella parte superiore dell'asta. Tali opere contribuirebbero non solo a mitigare gli effetti delle variazioni artificiali di portata ma anche alla protezione contro le piene, alle attività ricreative, alla produzione di energia idroelettrica (*EPFL*, 2007 in *Baumann et al.*, 2012). Dal profilo della gestione dei deflussi, è necessario in primo luogo risanare le gravi disfunzioni dovute ai deflussi di magra insufficienti: ad esempio, nel tratto 1, il deflusso minimo residuale calcolato secondo la legge è pari a 2,2 m^3/s, mentre si registrano con frequenza regolare deflussi inferiori a 1 m^3/s (Figura 2). Altre misure gestionali quali la riduzione del deflusso di piena o la riduzione del tasso di incremento / decremento del livello idrico attraverso la modifica delle modalità di messa in funzione e arresto delle turbine, sono tecnicamente utili ma risultano conflittuali con la produzione di energia idroelettrica. Inoltre, tali provvedimenti risultano poco concreti, poiché per legge possono essere applicati solo su richiesta del gestore dell'impianto, condizione che rivela chiaramente il principio secondo cui la produzione di energia idroelettrica non deve essere pregiudicata dagli obiettivi di risanamento delle variazioni artificiali di portata, rendendo di fatto poco praticabili le misure di tipo gestionale.

Per quanto riguarda la rivitalizzazione degli ambienti acquatici, lo studio ha evidenziato diverse tipologie di intervento. Nel breve termine, è considerato prioritario intervenire nel tratto 3 con la strutturazione puntuale degli ambienti acquatici mediante sistemazione di pietrame sommerso o ancoraggio di alberi (ambienti di rifugio soprattutto per gli avannotti).

Interventi analoghi sono già stati realizzati nei tratti 4 e 5 con il taglio e la posa in alveo di circa 70 piante di grandi dimensioni, ancorate ciascuna alla propria ceppaia con cavi d'acciaio, su una lunghezza complessiva di 6 km di asta fluviale (10÷12 piante al km); il costo di tale intervento è di ca. 17.000 euro; inoltre, nel tratto 5, sono stati posati in alveo dei massi di disturbo su una lunghezza di 400 metri, per un costo di 8.000 euro.

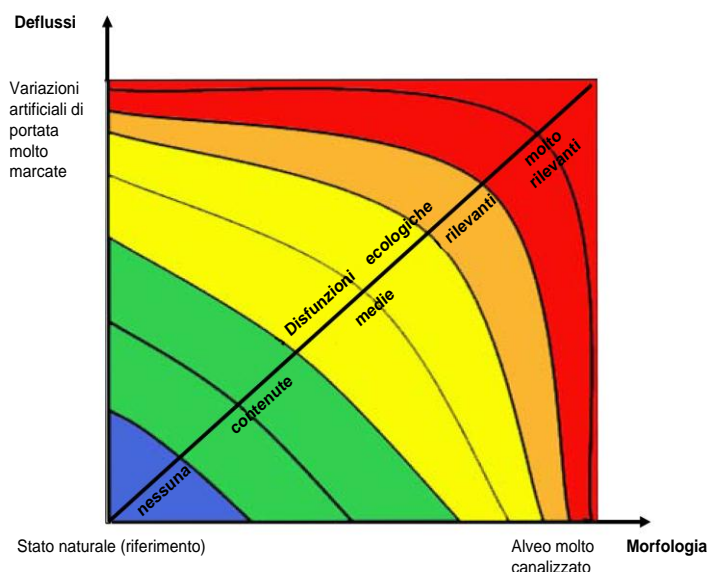



Figura 4 – Stato ecologico di un corso d'acqua tenuto conto degli effetti delle variazioni artificiali di portata e della morfologia (modificato da: Baumann *et al*. 2012).

Nel medio termine, è invece opportuno intervenire in modo più incisivo e duraturo nei tratti 3 e 5, con ampliamenti dell'alveo o riattivazione di bracci secondari non sottoposti alle variazioni artificiali di portata. In Svizzera vi sono numerosi esempi di interventi analoghi già realizzati o in corso di realizzazione (*Consorzio D.R.I.F.T.*, 2011; *Baumann et al.*, 2012). In generale, occorre tenere in considerazione che questo tipo di misure, benché incoraggiate dalla legge e dalla direttiva sulla pianificazione strategica, non sono sufficienti a risolvere le disfunzioni ecologiche senza un adeguato

risanamento delle variazioni artificiali di portata (Figura 4).
Infine, sono stati proposti provvedimenti inerenti la pesca, e in particolare l'aumento della misura minima legale per la Trota fario da 24 a 30 centimetri (tale provvedimento è in vigore dal novembre 2011). Per il momento, le altre soluzioni previste dalla direttiva sulla pianificazione strategica non sono state ritenute tecnicamente fattibili, come ad esempio il rilascio delle acque turbinate direttamente in un lago o in un canale separato; altre soluzioni necessitano di ulteriori approfondimenti, come l'uso simultaneo di bacini di compensazione a fini di accumulazione e pompaggio, quali ad esempio il bacino di Tierfehd sul fiume Linth (*AXPO,* 2006 in *Baumann et al.,* 2012).

Ringraziamenti. Il 29 maggio 2012 è prematuramente scomparso Peter Baumann, esperto svizzero in materia di corsi d'acqua e di variazioni artificiali di portata, nonché consulente esterno del Consorzio D.R.I.F.T. nell'ambito del presente studio. Con rimpianto e profonda stima ricordiamo la sua professionalità e la sua grande disponibilità.

Bibliografia

AFNOR (2004). *Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.)*. Association française de normalisation, Norme homologuée T 90-350.

Baumann P. & Klaus I. (2003). *Conséquences écologiques des éclusées. Etude bibliographique*. Informations concernant la pêche n° 75, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, pp. 1–112.

Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U. (2012). *Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux*. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203: 127 p.

Consorzio D.R.I.F.T. (2011). *Studio degli effetti delle variazioni di portata indotti dalla regimazione idroelettrica lungo il fiume Ticino da Personico alla foce. Rapporto di sintesi (versione 15.09.2011).* Rapporto allestito su mandato dell'Ufficio della caccia e della pesca, Dipartimento dal territorio, Repubblica e Cantone Ticino, Bellinzona, 1–79. Download versione

elettronica: http://www.ti.ch/DT/DA/UCP

EPFL (2007). *Session 3: Synergies possibles pour des aménagements hydrauliques à buts multiples in: Communication n° 33 du Laboratoire de constructions hydrauliques (Symposium Mesures d'aménagement des cours d'eau pour la protection contre les crues, l'environnement, la société et l'économie)*, Ecole polytechnique fédérale, Lausanne, 79–123.

Ghetti, P.F. (1997). *Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.

Hütte M. & Niederhauser P. (1998). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer, Ökomorphologie Stufe F*. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 48 pp.

Martignoni, M. & Barelli, P. (2002). *Impianti idroelettrici in Ticino e Mesolcina.* Elettricità Svizzera italiana, Ticino. Dipartimento del territorio, Ticino. Dipartimento delle finanze e dell'economia. Ed. Elettricità Svizzera Italiana, 2002, 206 pp.

Liechti P. (2010). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe*. Umwelt-Vollzug Nr. 1005. Bundesamt für Umwelt, Bern. 44 pp.

Limnex (2009). *Schwall/Sunk in der Hasliaare. Gewässerökologische Untersuchung von Hasliaare und Lütschine. Beurteilung der Schwall-Auswirkungen in je zwei Strecken und Szenarien*. Bericht zuhanden der Kraftwerke Oberhasli AG, Innertkirchen.

Pfaundler M., Dubendorfer Ch., Zysset A. (2011). *Methodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Hydrologie – regime d'ecoulement niveau R (region)*. L'environnement pratique n°1107, publiépar l'Office federal de l'environnement, Berne, 1–113.

Schälchli, Abegg, Hunziker (2002). *Innere Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung*, 2002. Zürich, pp. 1-19.

Stucki P. (2010). *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Macrozoobenthos – niveau R*. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1026: 61 p.

Caratterizzazione eco-idrologica del regime dei deflussi fluviali: impatti antropici e riqualificazione

Stefano Basso – Università di Padova e Eawag, Andrea Rinaldo – École Polytechnique Fédérale, Lausanne e Università di Padova, Gianluca Botter – Università di Padova

Sommario

Un modello stocastico analitico che consente di stimare in maniera rapida e robusta il regime idrologico naturale di un corso d'acqua (rappresentato dalla distribuzione di probabilità dei deflussi o dalla corrispondente curva di durata) è presentato in questo lavoro. Il modello lega il regime idrologico del corso d'acqua ad alcune caratteristiche chiave morfologiche e climatiche del bacino contribuente (variabilità temporale della precipitazione, evapotraspirazione della copertura vegetale, tempo di risposta del bacino). Lo strumento proposto permette di distinguere gli effetti apportati al regime idrologico del corso d'acqua da diversi fattori (climatici e di utilizzo del suolo) e di stimare la distribuzione di probabilità dei deflussi fluviali in condizioni naturali anche in assenza di misure di portata. Il confronto tra le distribuzioni di probabilità dei deflussi osservati a valle di serbatoi e traverse e quelle dei deflussi naturali ottenute dall'applicazione del modello analitico consente una valutazione quantitativa dell'impatto sul regime idrologico della regolazione antropica dei deflussi finalizzata allo sfruttamento delle risorse idriche. L'applicazione del modello a corsi d'acqua interessati dalla realizzazione di piccoli impianti idroelettrici ad acqua fluente permette una valutazione preventiva degli effetti apportati al regime idrologico dalla realizzazione di questo tipo di impianti. I risultati forniti dal modello possono infine essere usati per la generazione di serie sintetiche di portata lunghe a piacere, caratterizzate da proprietà statistiche (media, varianza, distribuzione di probabilità, correlazione) analoghe alle serie osservate, che possono quindi essere utilizzate come forzanti dei modelli che descrivono l'evoluzione morfologica dell'alveo e le dinamiche della vegetazione riparia e delle comunità biologiche fluviali.

1. Introduzione

Il regime idrologico di un corso d'acqua costituisce la principale forzante dei processi che determinano la struttura dell'ambiente fluviale. La variabilità delle portate a diverse scale temporali condiziona infatti sia le caratteristiche morfologiche dell'alveo fluviale che le dinamiche delle comunità biologiche ad esso legate, influenzandole direttamente o tramite il controllo esercitato su altre variabili chiave, come ad esempio la temperatura dell'acqua (*Ward et al.*, 2001; *Bunn & Arthington*, 2002). Cambiamenti del regime idrologico fluviale possono essere determinati da variazioni delle forzanti climatiche e dell'uso del suolo nel bacino contribuente. Le alterazioni di maggiore entità sono però causate dall'utilizzo delle portate a fini idroelettrici ed irrigui a cui sono soggetti molti fiumi europei, in particolar modo nella fascia alpina. Questo sfruttamento ha dato luogo a forti alterazioni antropiche dei regimi idrologici e alla conseguente perdita della naturale variabilità dei deflussi fluviali, causando uno stato di degrado di questi corsi d'acqua dal punto di vista della dinamica morfologica ed ecosistemica. A ciò si è aggiunto in tempi recenti un notevole sviluppo di piccoli impianti idroelettrici ad acqua fluente, che rischiano di determinare cambiamenti del regime idrologico e delle dinamiche dell'ecosistema fluviale anche nei piccoli corsi d'acqua che finora non avevano subito alterazioni significative. La definizione del regime idrologico naturale di un fiume (*Poff et al.*, 1997) rappresenta quindi un obiettivo importante, poichè esso costituisce la condizione di riferimento per la stima delle caratteristiche inalterate dell'ecosistema fluviale, rispetto alla quale deve essere valutato ogni intervento di riqualificazione. Metodologie consolidate (ad es. il metodo IHA, Indicators of Hydrological Alteration) caratterizzano il regime dei deflussi fluviali attraverso una serie di attributi idrologici rilevanti per la componente biologica del fiume (entità della portata, frequenza, durata e periodo dell'anno in cui si verificano particolari stati del sistema). In questo lavoro il regime idrologico è descritto dalla funzione di densità di probabilità stagionale dei deflussi, che riassume gli attributi idrologici considerati in maniera distinta nel metodo IHA, trascurando tuttavia la sequenza temporale con cui si verificano i valori di portata e quindi il perdurare di particolari stati del sistema. Questa

caratteristica può comunque essere descritta per mezzo di una funzione di autocorrelazione dei deflussi (Botter, 2010b).

2. Distribuzione di probabilità dei deflussi giornalieri

Il modello stocastico analitico di seguito descritto, volto alla caratterizzazione del regime idrologico naturale di un corso d'acqua, è basato su un bilancio dell'umidità del suolo nello strato più superficiale del terreno. I processi sono modellati ad una scala giornaliera, utilizzando parametri spazialmente mediati (la profondità dello strato di suolo Z_r [L] e la sua porosità n) per descrivere la geometria del volume di controllo.
L'evoluzione temporale del contenuto d'acqua del suolo (spazialmente mediato sull'intero bacino) è il risultato dell'interazione di tre processi indipendenti (Rodriguez-Iturbe & Porporato, 2004): 1. incrementi stocastici istantanei dell'umidità del suolo dovuti all'infiltrazione della precipitazione (modellata a scala giornaliera come un processo di Poisson marcato con frequenza media degli eventi di precipitazione λ_p [T^{-1}] e altezza di precipitazione distribuita esponenzialmente con parametro γ_p); 2. perdite dovute all'evapotraspirazione, che incrementa linearmente tra 0 (al punto di appassimento s_w) e l'evapotraspirazione potenziale ET [L/T] (per un valore dell'umidità del suolo s_1 compreso tra la capacità di campo e la saturazione); 3. eventi istantanei di percolazione profonda determinati dal superamento della soglia di umidità del suolo s_1. La serie temporale degli impulsi di precipitazione effettiva (cioè la frazione di precipitazione eccedente la soglia s_1) può essere approssimata attraverso un nuovo processo di Poisson marcato (*Botter et al.*, 2007a), in cui gli eventi hanno una distribuzione esponenziale delle intensità con parametro γ_p. La frequenza del processo, λ [T^{-1}], può invece essere calcolata come la frequenza media di attraversamento della soglia s_1, ed espressa in funzione delle proprietà della precipitazione, del suolo e della vegetazione del bacino come $\lambda = \eta\ (\gamma_s^{\lambda_p/\eta})\ exp(-\gamma_s)\ /\ \Gamma(\lambda_p/\eta, \gamma_s)$, dove $\Gamma(a,b)$ è la funzione gamma incompleta di parametri a e b, $\eta = ET/(nZr(s_1-s_w))$ e $\gamma_s = \gamma_p nZr(s_1-s_w)$. I parametri ET, s_w e s_1 sono assunti essere rappresentativi della copertura vegetale del bacino in esame durante

una data stagione (Rodriguez-Iturbe & Porporato, 2004). Gli impulsi di precipitazione efficace sono in seguito propagati come deflusso subsuperficiale. Assumendo che il tempo di risposta dei percorsi subsuperficiali sia una variabile aleatoria distribuita esponenzialmente, l'evoluzione temporale del contributo subsuperficiale ai deflussi fluviali si compone di salti istantanei in corrispondenza agli eventi di precipitazione efficace e decadimenti esponenziali tra gli eventi. La funzione di densità di probabilità (pdf) dei deflussi così descritti può essere espressa mediante una distribuzione Gamma (*Botter et al.*, 2007a):

$$p(q) = c^* q^{\frac{\lambda}{k}-1} \exp(-\gamma q) \tag{1}$$

dove k [T^{-1}] è l'inverso del tempo medio di residenza, $\gamma=\gamma_p/kA$ rappresenta l'inverso dell'incremento medio di deflusso (essendo A [L^2] l'area del bacino) e $c^*= \gamma^{\lambda/k}/\Gamma(\lambda/k)$ è la costante di normalizzazione. Dall'equazione (1) si osserva come la distribuzione dei deflussi sia legata alle proprietà del suolo e della vegetazione (attraverso il parametro λ), alle proprietà della precipitazione (attraverso i parametri λ e γ) ed alle caratteristiche geomorfologiche del bacino (attraverso il parametro k e l'area del bacino A).

3. Caratterizzazione del regime idrologico naturale

L'applicazione a bacini caratterizzati da condizioni morfologiche e climatiche marcatamente differenti (Botter *et al.*, 2007b; Botter *et al.*, 2010a) ha permesso di testare la capacità del modello presentato nella Sezione 2 di stimare il regime idrologico naturale di un corso d'acqua anche in assenza di misure di portata. In Figura 1 si riporta il confronto tra la distribuzione di probabilità dei deflussi analitica (equazione (1), linea continua) e la pdf delle portate osservate (pallini) durante la stagione estiva in due sottobacini del fiume Piave non influenzati dalla regolazione antropica dei deflussi.
I parametri del modello (γ, λ, k) sono stati derivati da semplici informazioni climatiche, idrologiche, morfologiche e di copertura del suolo (per maggiori dettagli consultare Botter *et al.* (2010a)). In particolare, la dipendenza della

frequenza degli eventi di precipitazione efficace λ dalla copertura del suolo (attraverso l'evapotraspirazione ET) consente di analizzare l'effetto di diverse configurazioni dell'uso del suolo sul regime dei deflussi fluviali.

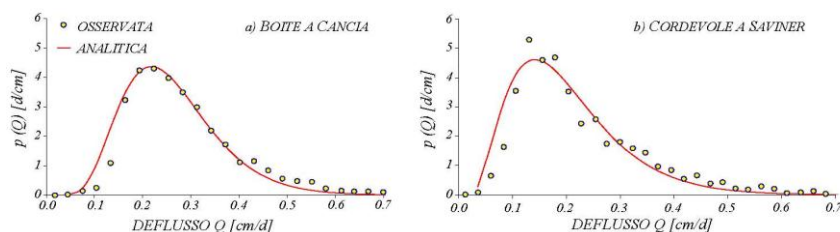



Figura 1 – Distribuzioni di probabilità dei deflussi analitiche ed osservate in due sezioni del bacino del fiume Piave non affette da regolazione antropica dei deflussi: a) Boite a Cancia, b) Cordevole a Saviner.

Come mostrato in Figura 1, la distribuzione di probabilità analitica ottenuta dal modello (linea continua) riproduce molto bene la forma della distribuzione di probabilità delle portate osservate (pallini). L'accordo tra le statistiche osservate e predette dal modello (riassunto in Tabella 1) è buono, sebbene si rilevino delle differenze a seconda del bacino considerato. In linea generale il confronto proposto evidenzia la capacità del modello analitico (e della semplice procedura di stima dei parametri) di riprodurre le principali caratteristiche delle distribuzioni di probabilità dei deflussi osservati e suggerisce le potenzialità del metodo per la stima del regime idrologico naturale dei deflussi nei bacini non strumentati o in sezioni fluviali affette da regolazioni antropiche.

4. Alterazioni del regime dei deflussi fluviali

4.1 Impianti idroelettrici a serbatoio

Le alterazioni indotte al regime idrologico dalla regolazione antropica dei deflussi fluviali possono essere quantificate confrontando le distribuzioni di probabilità dei deflussi naturali stimate per mezzo del modello analitico con le pdf osservate a valle di serbatoi o traverse. In questo caso, la stima dei parametri del modello è condotta in maniera analoga a quanto fatto per i

bacini non affetti da regolazione antropica, ad eccezione dei parametri ET e k, che sono stati stimati a partire dai valori assegnati a scala spaziale minore (per maggiori dettagli consultare Botter *et al.* (2010a)).

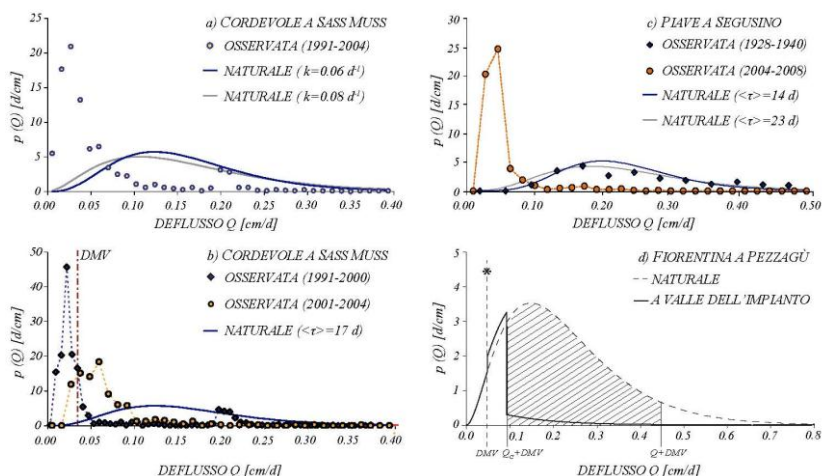



Figura 2 – Effetti della regolazione antropica dei deflussi in alcune sezioni del bacino del Piave: a) confronto tra la pdf dei deflussi osservati nel torrente Cordevole a Sass Muss nel periodo 1991-2004 (pallini) e la pdf dei deflussi naturali stimata dal modello per due diversi valori del parametro k (linee continue); b) cambiamenti indotti dal DMV alla pdf dei deflussi osservati nel torrente Cordevole a Sass Muss dopo il 2001; c) confronto tra la pdf dei deflussi osservati nel fiume Piave a Segusino nel periodo 2004-2008 (pallini) e la pdf dei deflussi naturali stimata dal modello per due diversi valori del parametro k (linee continue). È inoltre rappresentata anche la pdf dei deflussi osservati nel periodo 1928-1940 (diamanti), prima della costruzione dei principali serbatoi del bacino; d) effetti apportati al regime dei deflussi fluviali del torrente Fiorentina alla sezione di Pezzagù da un impianto idroelettrico ad acqua fluente, valutati mediante il confronto tra la pdf dei deflussi naturali stimata dal modello (linea tratteggiata) e la pdf a valle della presa idroelettrica, stimata mediante l'equazione (2) (linea continua e asterisco).

Il confronto tra la distribuzione di probabilità dei deflussi osservati alla sezione di Sass Muss nel periodo 1991-2004 (pallini in Figura 2a) e la pdf dei deflussi naturali ottenuta dal modello analitico per due diversi valori del tempo medio di risposta dei percorsi subsuperficiali (linee continue in Figura 2a) evidenzia i cambiamenti apportati dalla regolazione al regime dei deflussi fluviali, riassunti anche dalle statistiche riportate in Tabella 1. La media e la moda dei deflussi osservati assumono valori nettamente inferiori rispetto alla situazione inalterata, il valore della densità di probabilità

modale incrementa e sorgono alcuni picchi secondari dovuti alle modalità di gestione dei serbatoi a monte. Da notare, in particolare, l'incremento dell'asimmetria della distribuzione e del coefficiente di variazione, pari a circa tre volte il valore che si avrebbe in condizioni naturali di deflusso. Ciò significa che la regolazione antropica produce un incremento della frequenza di condizioni idrologiche relativamente lontane dalla media. In altre parole, quando i disturbi antropici diventano importanti, la media della distribuzione perde significatività e diventa molto meno rappresentativa delle condizioni idrologiche che possono essere realmente osservate in campo rispetto a quanto avviene in condizioni naturali di deflusso. La Figura 2b evidenzia come, nonostante l'introduzione del minimo deflusso vitale (DMV), avvenuta nel 2001, abbia apportato notevoli cambiamenti alla pdf dei deflussi a valle dei serbatoi del bacino, le alterazioni del regime naturale dei deflussi continuino ad essere sostanziali.

Bacino	$\langle q\rangle_{obs} / \langle q\rangle_{an}$	CV_{obs} / CV_{an}	m_{obs} / m_{an}
Naturali			
Boite a Cancia	1.13	1.10	1.16
Cordevole a Saviner	1.17	1.07	1.08
Regolati			
Cordevole a Sass Muss	0.41	2.95	0.25
Piave a Segusino	0.23	2.47	0.21

Tabella 1 – Statistiche delle pdf osservate e analitiche (media <q>, coefficiente di variazione CV, moda m) in alcuni bacini del fiume Piave, affetti (regolati) o non affetti (naturali) da regolazione antropica dei deflussi.

I risultati relativi al bacino del fiume Piave a Segusino (superficie = 3.500 km^2) sono riportati in Figura 2c. La pdf dei deflussi in condizioni inalterate (diamanti), ottenuta da una serie temporale di portate osservate prima della costruzione dei principali serbatoi del bacino (1928-1940), è riprodotta in maniera accurata dalla pdf dei deflussi naturali stimata dal modello analitico

(linee continue), evidenziando le possibilità di applicazione del metodo anche in bacini di notevoli dimensioni, caratterizzati da una certa eterogeneità delle caratteristiche che influenzano i parametri del modello. Il grafico riporta anche la pdf dei deflussi osservati nel periodo 2004-2008 (pallini). I cambiamenti nella forma della distribuzione di probabilità e nelle statistiche dei deflussi rispetto alla situazione naturale (riassunti in Tabella 1) sono analoghi a quelli illustrati nel caso del torrente Cordevole chiuso a Sass Muss. Un confronto tra l'andamento temporale delle portate osservate alla sezione di Segusino prima e dopo la costruzione dei principali serbatoio del bacino è inoltre mostrato in Figura 3.

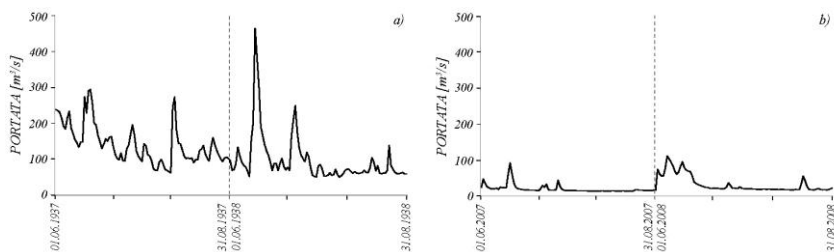



Figura 3 – Portate osservate nel fiume Piave alla sezione di Segusino, durante la stagione estiva, prima (3a, anni 1937-1938) e dopo (3b, anni 2007-2008) la costruzione dei principali serbatoi del bacino.

Il modello utilizza parametri il cui valore è spazialmente mediato a scala di bacino. Questi parametri dipendono principalmente dalla morfologia del bacino, dalle condizioni climatiche e dalla copertura vegetale del suolo. I risultati ottenuti in bacini di notevoli dimensioni che presentano delle eterogeneità di queste caratteristiche, sono stati soddisfacenti. Oltre ai risultati ottenuti per il bacino del fiume Piave a Segusino, solo sommariamente descritti nel presente lavoro per motivi di spazio, ci si può riferire anche a Botter *et al.*, 2007b e Botter *et al.*, 2010a.

4.2 Impianti idroelettrici ad acqua fluente

Il modello illustrato nella Sezione 2 si rivela particolarmente utile per la

stima della risorsa idrica utilizzabile da piccoli impianti idroelettrici ad acqua fluente installati in corsi d'acqua di ridotte dimensioni, per i quali non sono spesso disponibili misure di portata. Inoltre, considerando le modalità di funzionamento di questo tipo di impianti, è possibile ottenere un'espressione analitica per la distribuzione di probabilità dei deflussi a valle della presa idroelettrica, consentendo quindi una valutazione preventiva delle alterazioni apportate dall'impianto al regime dei deflussi fluviali. In particolare, quando le portate naturali sono inferiori alla somma tra il *DMV* (prescritto dall'Autorità di Bacino) e la portata minima per cui la turbina può essere azionata Q_C (portata di cut-off) l'impianto non è in funzione e quindi la pdf dei deflussi a valle (linea continua in Figura 2d) ricalca la pdf dei deflussi naturali (linea tratteggiata in Figura 2d). Quando i deflussi naturali sono compresi tra Q_C+DMV e $Q+DMV$ (con Q portata di progetto, cioè la massima portata che può essere turbinata), l'impianto è attivo e solo il *DMV* è rilasciato a valle. La probabilità associata a questi deflussi (rappresentata dalla superficie tratteggiata in Figura 2d) diventa un atomo di probabilità associato ad un deflusso a valle dell'impianto pari al *DMV* (asterisco in Figura 2d). Infine, quando l'impianto sta lavorando al massimo carico, la frazione di portata superiore a $Q+DMV$ viene rilasciata in aggiunta al *DMV*. La frequenza con cui si presentano questi deflussi in condizioni naturali viene quindi associata ai deflussi maggiori di *DMV*. La pdf dei deflussi a valle di un impianto idroelettrico ad acqua fluente $p_d(q_d)$ può quindi essere espressa come:

$$\begin{aligned} p_d(q_d) &= H[Q_C + DMV - q_d]p(q_d) + H[q_d - DMV]p(q_d + Q) + \\ &+ \delta(q_d - DMV)[D(Q_C + DMV) - D(Q + DMV)] \end{aligned} \quad (2)$$

dove *H* è la funzione di Heaviside, *ä* la funzione delta di Dirac (*Abramowitz & Stegun*, 1965) e *D* rappresenta la curva di durata dei deflussi fluviali.

La pdf dei deflussi naturali del torrente Fiorentina alla sezione di Pezzagù, stimata per mezzo del modello analitico (linea tratteggiata), e la pdf dei deflussi che si avrebbero in conseguenza della costruzione dell'impianto idroelettrico ad acqua fluente previsto sul torrente (linea continua e asterisco), ottenuta dall'equazione (2), sono mostrate in Figura 2d. Il loro

confronto evidenzia una forte diminuzione della probabilità associata ai valori di portata intermedi e chiarisce le alterazioni apportate dal nuovo impianto al regime idrologico, che appaiono non dissimili da quelle causate dagli impianti a serbatoio.

5. Conclusioni

Le seguenti conclusioni meritano di essere sottolineate:

1. Un modello stocastico analitico in grado di fornire una stima quantitativa della distribuzione di probabilità dei deflussi in una qualsiasi sezione di un bacino idrografico, a partire da semplici parametri climatici e morfologici, è stato presentato in questo lavoro. Il modello consente una caratterizzazione del regime dei deflussi fluviali anche nei bacini non strumentati.
2. Una stima del regime dei deflussi fluviali che si avrebbe in condizioni naturali nei bacini soggetti a regolazione antropica può essere ottenuta per mezzo del modello, anche in assenza di misure di portata precedenti alle alterazioni. Il regime idrologico naturale così stimato costituisce il termine di paragone per la valutazione degli impatti sul regime dei deflussi e quindi per la pianificazione degli interventi di riqualificazione fluviale.
3. L'espressione analitica della distribuzione di probabilità dei deflussi a valle di un piccolo impianto idroelettrico ad acqua fluente (rappresentativa del regime alterato) è stata ricavata a partire dalla conoscenza del regime idrologico indisturbato, consentendo una valutazione preventiva degli effetti di questa tipologia di impianti sul regime dei deflussi fluviali.

Bibliografia

Abramowitz M. & Stegun I., 1965. *Handbook of Mathematical Functions*. Dover, New York.

Botter G., Porporato A., Rodriguez-Iturbe I., Rinaldo A., 2007a. *Basin-scale soil moisture dynamics and the probabilistic characterization of carrier hydrologic*

flows: Slow, leaching-prone components of the hydrologic response. Water Resources Research 43, W02417, doi:10.1029/2006WR005043.

Botter G., Peratoner F., Porporato A., Rodriguez-Iturbe I., Rinaldo A., 2007b. *Signatures of large-scale soil moisture dynamics on streamflow statistics across U.S. climate regimes*. Water Resources Research 43, W11413, doi:10.1029/2007WR006162.http://www.agu.org/pubs/crossref/2007/2007WR006162.shtml

Botter G., Basso S., Porporato A., Rodriguez-Iturbe I., Rinaldo A., 2010a. *Natural streamflow regime alterations: Damming of the Piave river basin (Italy)*. Water Resources Research 46, W06522, doi:10.1029/2009WR008523.

Botter G., 2010b. *Stochastic recession rates and the probabilistic structure of stream flows*. Water Resources Research 46, W12527, doi:10.1029/2010WR009217.

Bunn S. E. & Arthington A. H., 2002. *Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for acquatic biodiversity*. Environmental Management, 30, 492–507.

Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegaard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C., 1997. *The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration*. BioScience, 47, 769–784.

Rodriguez-Iturbe I. & Porporato A., 2004. *Ecohydrology of Water Controlled Ecosystems: Soil Moisture and Plant Dynamics*. Cambridge Univ. Press, New York.

Ward J. V., Tockner K., Uehlinger U., Malard F., 2001. *Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration*. Regulated Rivers: Resources and Management, 17, 311–323.http://dx.doi.org/10.1002/rrr.646

Valutare l'alterazione idrologica nella gestione dei rilasci dai serbatoi

Simone Bizzi – Politecnico di Milano, Francesca Pianosi – Politecnico di Milano, Rodolfo Soncini – Politecnico di Milano

Sommario

Gli invasi regolati, naturali e artificiali, costituiscono una fonte essenziale per supportare attività antropiche di primaria importanza come la produzione di energia elettrica (in Italia i serbatoi idroelettrici coprono il 15,8% del fabbisogno energetico lordo, dato Terna 2010), la fornitura idrica per uso agricolo, industriale e civile, la laminazione delle piene. La gestione dei serbatoi può essere resa più efficiente avvalendosi di tecniche di ottimizzazione a molti obiettivi, ossia algoritmi matematici in grado di individuare politiche di regolazione che realizzano un compromesso ottimo fra i diversi obiettivi della gestione. Se da una parte l'applicazione di queste metodologie permette di sfruttare al massimo la capacità dei serbatoi per la soddisfazione degli obiettivi considerati, dall'altra rischia di penalizzare fortemente tutte le componenti/interessi non direttamente inclusi nell'ottimizzazione. Fra questi tipicamente ricade l'alterazione del regime idrologico indotta dalla regolazione, e i relativi impatti sui processi ecologici. Una delle ragioni principali di tale omissione è che i criteri utilizzati per misurare l'alterazione idrologica sono ancora oggetto di discussione nella comunità scientifica e scarsamente condivisi da portatori di interesse e decisori. Il presente lavoro affronta queste tematiche a partire dal noto metodo degli "indicatori di alterazione idrologica" proposto da Richter et al. (1996) per arrivare alla definizione di un indice aggregato di alterazione idrologica che possa essere integrato in algoritmi di ottimizzazione a molti obiettivi. La metodologia proposta è applicata sul caso di studio del fiume Ticino a valle della regolazione del lago Maggiore e delle derivazioni irrigue, di cui vengono discusse e valutate diverse definizioni di vincolo di Deflusso Minimo Vitale.

1. Introduzione

La presenza di sbarramenti e dighe altera in modo rilevante il regime idrologico producendo effetti significativi sull'ecosistema fluviale, ben documentati in letteratura (*McCartney* 2009).
Tanto in Italia quanto all'estero, la mitigazione degli impatti eco-idrologici è generalmente affidata all'introduzione di un Deflusso Minimo Vitale (DMV). Tale metodologia è largamente adottata a causa della semplicità di implementazione per il gestore e la praticità del monitoraggio per il legislatore. *Jager* (2008) in una recente revisione delle letteratura sull'argomento ha evidenziato come anche nei sofisticati sistemi di regolazione dei serbatoi in tempo reale, l'inclusione di obiettivi di alterazione idrologica, ove presente, passa esclusivamente per la definizione di un DMV. Lo scopo di questo lavoro è proporre invece una metodologia per la definizione di un indice di alterazione idrologica che possa essere esplicitamente incluso fra gli obiettivi dei sistemi di ottimizzazione dei serbatoi, al fine di identificare politiche di gestione capaci di bilanciare gli obiettivi tradizionali (produzione idroelettrica, irrigazione, ecc.) con quello di riduzione degli impatti eco-idrologici.
Al fine di sviluppare un indice di alterazione idrologica scientificamente solido e condiviso è necessario: i) definire lo stato di riferimento rispetto al quale si misura l'alterazione idrologica (*referencing*); ii) definire un insieme di criteri e indicatori per misurare l'alterazione (*measuring*); iii) fornire criteri per l'aggregazione degli indicatori definiti in ii) al fine di calcolare un indice aggregato di alterazione idrologica (*valuing*).
Per brevità, nel seguito verranno discusse soltanto la seconda e terza fase, mentre il lettore è rimandato alla letteratura per la discussione sulla definizione sullo stato di riferimento. La metodologia da noi proposta è brevemente descritta nel prossimo paragrafo e quindi dimostrata sul caso di studio in quello successivo.

2. Stima dell’alterazione idrologica

Gli ecosistemi fluviali sono influenzati dal regime idrologico durante tutto il corso dell’anno, per questa ragione un buon insieme di indicatori di alterazione deve essere in grado di catturare le statistiche idrologiche più significative per descrivere tutte le componenti del regime idrologico nel corso dell’anno. *Ritchter* (1996) ha proposto un gruppo di 34 indicatori chiamati “Indicators of Hydrological Alteration” (IHA), che calcolano diverse statistiche annuali (media mensile, massimi e minimi, ecc.). Questi indicatori sono funzionali alla valutazione di cinque processi idrologici: i) condizioni mensili medie; ii) durata e intensità dei massimi e minimi annuali; iii) tempistica degli eventi annuali estremi; iv) frequenza e durata dei periodi di alte e basse portate; v) frequenza e durata degli incrementi e decrementi delle portate giornaliere. Il confronto tra il valore di questi indicatori nello stato attuale e in quello di riferimento permette di valutare quali componenti del regime idrologico sono alterate.
Per effettuate tale confronto, nel presente lavoro si fa utilizzo dell’approccio proposto da *Suen and Eheart* (2006), basato sul concetto della *intermediate disturbance hypothesis.* Esso afferma che la diversità delle specie biotiche è favorita nelle zone caratterizzate da una frequenza intermedia di disturbi, mentre è sfavorita nelle zone con disturbi bassi o estremi (*Connell* 1978). Il grado di alterazione ($\delta_{i,j}$) dell’indicatore i nell’anno j viene quindi misurato tramite una funzione di forma Guassiana del tipo

$$d_{i,j} = \exp\left(- \frac{(z_{i,j} - m_i)^2}{2 s_i^2}\right) \qquad (1)$$

dove $z_{i,j}$ è il valore dell’indicatore i nell’anno j dell’orizzonte di valutazione e m_i e s_i sono il valore medio e la deviazione standard dell’indicatore i nelle condizioni di riferimento. Il valore di $\delta_{i,j}$ può anche essere interpretato in senso statistico come la misura della probabilità che la componente idrologica misurata dall’indicatore i nell’anno j sia generata dallo stesso processo che ha generato il regime idrologico nello stato di riferimento.
I valore di $\delta_{i,j}$ sono infine mediati negli anni dell’orizzonte di valutazione, ottenendo il valore medio dell’indicatore di alterazione.

Richter *et al.* (1996) non forniscono indicazioni su come aggregare i 34 indicatori così ottenuti (fase di *valuing*), lasciando il giudizio finale sulla severità dell'alterazione all'interpretazione dell'esperto. Qualora si debba però valutare un numero elevato di alternative gestionali, o si vogliano utilizzare tecniche di ottimizzazione per la definizione della politica di gestione, il giudizio dell'esperto non è un'opzione percorribile ed è necessario sintetizzare l'informazione in numero ristretto di indici che permettano una valutazione veloce e ripercorribile delle alternative. Nel presente lavoro l'aggregazione è basata su una media pesata e la definizione di un *Aggregate Index of Hydrological Alteration* (AIHA)

$$AIHA = \sum_{i=1}^{34} w_i \overline{d_i} \qquad (2)$$

L'approccio è stato già proposto in letteratura (vedi ad esempio *Dittmann et al.*, 2009) ma spesso senza una discussione di come si possano definire i pesi ω_j usati per l'aggregazione. Nel seguito proporremo quindi, attraverso l'applicazione al caso di studio, un metodo per definire tali pesi a partire dall'analisi critica dei risultati di simulazione ottenuti sullo specifico caso in esame.

3. Il caso di studio

Il caso di studio preso in esame è il fiume Ticino, la cui portata è determinata dalla regolazione di due sbarramenti: la diga della Miorina, che regola il deflusso dal lago Maggiore, e la traversa del Panperduto, alcuni chilometri a valle della Miorina, che alimenta il canale Villoresi.
L'indice AIHA è stato usato per analizzare gli effetti di quattro diverse definizione del DMV (Figura 1) a valle dello sbarramento del Panperduto: un DMV costante pari a 13 m^3/s (13-COS); un DMV tempo variante che modula lo stesso volume annuo (circa 410 Mm^3/s) seguendo un andamento bimodale più vicino al regime naturale (13-VAR); un DMV costante di 60 m^3/s (60-COS); e un DMV tempo variante che modula lo stesso volume annuo (60-VAR). Per ogni definizione del DMV è stata quindi ricostruita la politica di

regolazione che il gestore della Miorina potrebbe ragionevolmente adottare in reazione al cambiamento del vincolo. A tal fine è stato utilizzato un algoritmo di ottimizzazione che considera i due principali obiettivi della regolazione del lago, ossia la minimizzazione del deficit di fornitura irrigua e la minimizzazione delle piene lungo le sponde del lago (per maggiori dettagli sul modello adottato in fase di ottimizzazione e gli algoritmi risolutivi, si veda *Pianosi e Soncini-Sessa* (2009)).

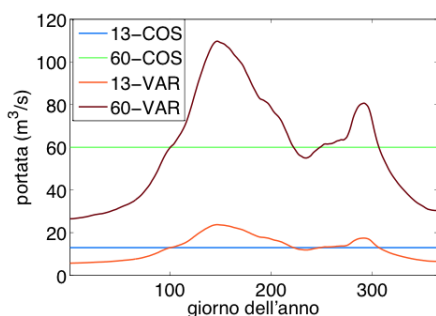



Figura 1 – Quattro diverse definizioni dei DMV.

Le politiche di regolazione così ottenute (una per ogni definizione del DMV) sono state quindi simulate sul periodo 1990-1999 (orizzonte di valutazione) e le corrispondenti serie temporale dei deflussi a valle del Panperduto sono state usate per calcolare gli indicatori di alterazione idrologica.

Come condizioni di riferimento sono state utilizzate le statistiche della serie temporale dei deflussi non regolati sul periodo 1970-1989 (orizzonte di riferimento). Per "deflusso non regolato" si intende il deflusso che si verificherebbe se non esistessero gli sbarramenti della Miorina e del Panperduto, e che può essere calcolato simulando il bilancio di massa del lago con l'afflusso storico e la scala di deflusso naturale del lago, e ponendo a zero il prelievo al Panperduto.

4. Analisi degli Indicatori di Alterazione Idrologica

Il valore degli indicatori di alterazione idrologica ottenuti in corrispondenza di ciascuna definizione del DMV sono mostrati in Figura 2.
La Figura mostra anche il valore degli indicatori nel "regime non-alterato", ossia calcolati sulla serie dei deflussi non regolati nel periodo 1990-1999. Questi sono ottenuti con la procedura di simulazione descritta nel paragrafo

precedente per la stima delle "condizioni di riferimento", applicata però al periodo 1990-1999 invece che al periodo 1970-1989. A titolo di esempio del tipo di analisi che dovrebbe essere condotta per una corretta interpretazione degli indicatori di alterazione idrologica, nel seguito vengono brevemente discussi alcuni indicatori dei gruppi 1 e 4.

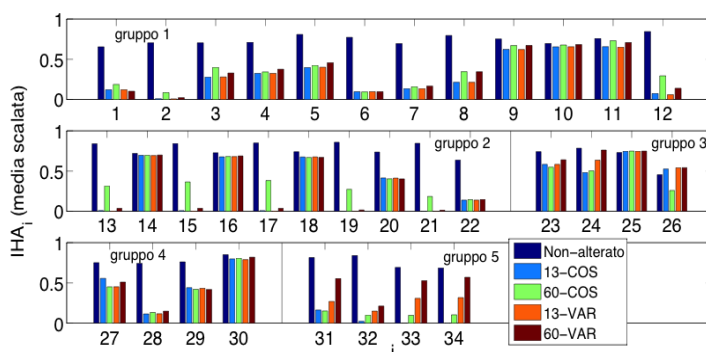



Figura 2 – I valori ottenuti per i 34 indicatori IHA suddivisi nei 5 gruppi (vedi testo).

Gruppo 1 (medie mensili). Questi 12 indicatori valutano la portata media mensile lungo l'anno. Nel caso di studio in esame, le maggiori alterazioni (riduzioni) si osservano nel periodo d'invaso del lago, ossia tra Dicembre e Marzo (indicatori 12 e 1-3), e nel periodo di maggior prelievo irriguo, ossia in Giugno e Luglio (ind. 6 e 7). Le differenze più significative tra i diversi regimi regolati si registrano nel periodo Dicembre-Marzo, quando DMV maggiori (60) impongono deflussi più alti e quindi una media più vicina a quella del regime non-alterato. L'effetto è meno accentuato nel caso di DMV tempo-variante perché la modulazione lungo l'anno fa sì che in questo periodo il vincolo sia più basso che nel corrispondente caso costante. Nel periodo fra Settembre e Novembre (ind. 9-11) tutti i regimi regolati sono sostanzialmente equivalenti al regime non-alterato per effetto delle piene autunnali che non vengono laminate dalla regolazione (le portine dello sbarramento della Miorina vengono completamente abbassate e il deflusso rimane in "regime libero" fino a quando il livello del lago non rientra nella fascia di regolazione) e che contribuiscono significativamente a determinare la media mensile.

Gruppo 4 (impulsi). Questi 4 indicatori considerano la frequenza e la durata degli eventi legate alle basse (magre) e alte (morbide) portate. Nel caso di studio in esame, l'alterazione maggiore si registra per l'indicatore 28, che misura il numero di volte all'anno in cui la portata è inferiore al 25-esimo percentile delle condizioni di riferimento (147 m^3/s).

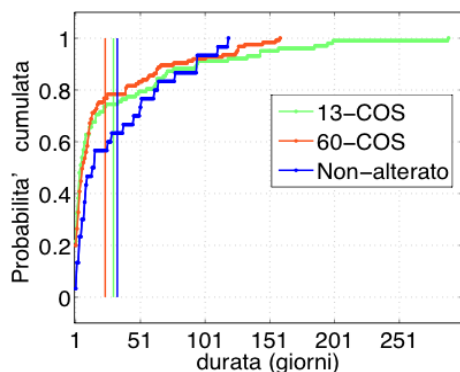



Figure 3 – Distribuzione di probabilità cumulata della variabile "durata dell'evento di bassa portata" nel regime alterato e nel regime regolato. Le linee verticali rappresentano la media delle durate.

Prevedibilmente, i DMV 60-COS e 60-VAR producono un'alterazione leggermente inferiore rispetto ai DMV 13-COS e 13-VAR, sebbene tali differenze siano trascurabili rispetto alla differenza fra tutti i regimi regolati e il regime non-alterato. Questo è consistente con l'analisi visuale delle serie temporali delle portate, che in tutti i regimi regolati sono ben al di sotto di 147 m^3/s per buona parte dell'anno.

Più sorprendente risulta invece l'indicatore 30, che misura la durata media degli eventi di bassa portata (ossia sotto il 25-percentile delle condizioni di riferimento): tutti i regimi regolati producono valori simili fra loro e non significativamente diversi da quello del regime non-alterato. Per comprenderne la ragione, abbiamo confrontato la distribuzione di probabilità cumulata della variabile "durata dell'evento di bassa portata" nel regime alterato e nel regime regolato.

A titolo di esempio la Figura 3 riporta i casi 13-COS e 60-COS. Essa mostra che benché la media delle durate (linea verticale) sia simile in tutti i regimi, la loro distribuzione è significativamente diversa: i regimi regolati sono caratterizzati da molti eventi di bassa durata e pochi eventi di durata molto elevata, mentre nel regime non-alterato i valori di durata sono distribuiti più uniformemente e su un intervallo più stretto. In conclusione, nel nostro caso

di studio l'indicatore "media delle durate" non pare adeguato per catturare questo aspetto del regime idrologico.

5. Definizione dell'Indice Aggregato di Alterazione Idrologica

L'analisi degli indicatori esemplificata nel paragrafo precedente costituisce la base per la fase di valutazione (*valuing*), in cui a ogni indicatore viene associato un peso per la definizione dell'Indice Aggregato di Alterazione Idrologica (equazione 2). Ad esempio, nel caso di studio in esame, l'analisi (qui riportata solo per l'indicatore 30) rivela che gli indicatori 23, 25, 26, 30, 31 e 32 non dovrebbero essere tenuti in considerazione perché non sono fisicamente significativi, ossia il corrispondente peso nell'equazione (2) dovrebbe essere posto pari a zero.
Per quanto riguarda gli indicatori rimanenti, l'opzione più semplice è quella di assegnare a tutti lo stesso peso (w_i=1/28=0,0357). Così facendo però si pesano in maniera diseguale i cinque gruppi: ad esempio il gruppo 1 avrebbe peso massimo (0,0357x12=0,4284) perché include 12 indicatori, mentre il gruppo 3 che ne comprende solo uno avrebbe peso molto minore (0,0357). Poiché ciascun gruppo rappresenta una diversa caratteristica del regime idrologico, la difformità è inaccettabile se non giustificata da altre ragioni di carattere eco-idrologico. In assenza di tali motivazioni, sembra più ragionevole procedere nella direzione contraria, ossia assegnare lo stesso peso (1/5=0,2) a ogni gruppo e derivare il peso degli indicatori di conseguenza: ad esempio assegneremo peso w_i=0,2/12=0,0167 agli indicatori del gruppo 1 e peso 0,2 all'indicatore del gruppo 3.
La Figura 4 confronta i valori degli indici ottenuti con le due diverse modalità di attribuzione dei pesi. Il contributo di ciascun gruppo al valore finale dell'indice è rappresentato con cinque bande di colore. Si nota immediatamente che benché il regime non-alterato abbia correttamente indice massimo in entrambi i casi, nel primo (stesso peso a tutti gli indicatori) i soli gruppi 1 e 2 contribuiscono a ben più della metà del valore dell'indice, mentre nel secondo (stesso peso a tutti i gruppi) la composizione

è meglio bilanciata. Poiché il risultato ottenuto nel primo caso non ha una giustificazione eco-idrologica ma puramente numerica, riteniamo più opportuno focalizzarci sul secondo.

Passando quindi al confronto fra regimi regolati, si vede che l'indice aggregato (con stesso peso a tutti i gruppi) è massimo con vincolo 60-VAR, come prevedibile. Più interessante notare la sostanziale equivalenza fra vincolo 60-COS e 13-VAR: essa indica che l'alterazione idrologica può essere equivalentemente ridotta, rispetto all'attuale situazione di DMV 13-COS, senza aumentare il volume complessivo lasciato al fiume ma semplicemente rimodulandolo lungo l'anno. In altre parole, il vincolo 13-VAR è una soluzione *'win-win'* che potrebbe ridurre l'alterazione idrologica, aumentando l'indice da 0,283 a 0,368 e coprendo così più del 18% dell'attuale distanza dal regime non-alterato, senza ridurre la fornitura irrigua[1].

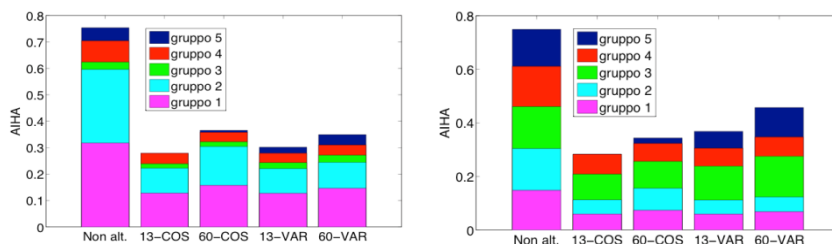



Figura 4 -– I valori degli indici ottenuti con le due diverse modalità di attribuzione dei pesi: stesso peso a tutti gli indicatori (sinistra), stesso peso a tutti i gruppi (destra).

6. Conclusioni e direzioni di ricerca futura

La ricerca ha permesso di stabilire un framework concettuale per la definizione di un indice aggregato di alterazione idrologica che può essere utilizzato per la pianificazione e la gestione di dighe e sbarramenti tramite sistemi di ottimizzazione a molti obiettivi.

---

1 Media del massimo deficit annuo sull'orizzonte di valutazione: 68 mc/s con 13-COS, 69 con 13-VAR, 111 con 60-COS; numero medio di giorni di deficit: 11 giorni/anno con 13-COS, 12 con 13-VAR, 26 con 60-COS; durata media di un evento di deficit: 5 giorni con 13-COS e 13-VAR, 12 giorni con 60-COS.

Esso prevede tre fasi: definizione delle condizioni di riferimento, misura dell'alterazione, e valutazione. Mentre per le prime due fasi è possibile adottare la metodologia degli indicatori di alterazione idrologica già ampiamente diffusa in letteratura, il nostro contributo si è concentrato sulla fase di valutazione e la definizione di pesi per aggregare tali indicatori. La metodologia proposta è stata dimostrata tramite la simulazione e il confronto degli impatti di diversi Deflussi Minimi Vitali per il fiume Ticino. Per questo caso di studio, i risultati trovati sottolineano i benefici della definizione di vincoli tempo-varianti e dimostrano che esiste lo spazio per soluzioni che riducono l'alterazione idrologica senza conseguenze significative sugli altri usi dell'acqua (principalmente irriguo). Benché questi specifici risultati potrebbero dipendere dalle caratteristiche del caso di studio analizzato, la metodologia utilizzata per ottenerli ha certamente validità generale.
La definizione di un indice aggregato di alterazione idrologica, permettendo l'esplicita considerazione di target eco-idrologici nell'ottimizzazione a molti obiettivi dei sistemi idrici, costituisce un primo indispensabile passo verso una più approfondita analisi dello spazio di compromesso fra gli usi tradizionali delle risorse idriche, quali l'irrigazione o la produzione idroelettrica, e l'esigenza di preservare gli ecosistemi fluviali e ripari, come richiesto dalla normativa nazionale ed europea in materia.

Bibliografia

Connell, J. (1978). *Diversity in tropical rain forests and coral reefs.* Science 199, 1302-1310.

Dittmann, R., Froehlich, F., Pohl, R., Ostrowski, M. (2009). *Optimum mult i-objective reservoir operation with emphasis on flood control and ecology.* Natural Hazards and Earth System Sciences 9 (6), 1973-1980.

Jager, H. I., Smith, B. T. (2008). *Sustainable reservoir operation: can we generate hydropower and preserve ecosystem values?* River Research and Applications 24 (3), 340-352.

McCartney, M. (2009). *Living with dams: managing the environmental impacts.* Water Policy 11, 121-139.

Pianosi, F., Soncini-Sessa, R. (2009). *Real time management of a multipurpose water reservoir with a heteroscedastic inflow model.* Water Resources Research 45, W10430.

Richter, B., Baumgartner, J., Powell, J., Braun, D. (1996). *A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems.* Conservation Biology 10 (4), 1163-1174.

Suen, J., Eheart, J. (2006). *Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime.* Water Resources Research 42 (W03417).

Affiliazione e contatti degli autori

Vito Adami
Studio Limnologia Adami; Bolzano, Italia, e-mail: vito.adami@rolmail.net

Renate Alber
Laboratorio biologico dell'Agenzia provinciale per l'ambiente, Laives, Bolzano

Lucio Andreoli
Provincia di Mantova, Mantova, Italia, e-mail: lucio.andreoli@provincia.mantova.it

Carlo Bendoricchio
Consorzio di Bonifica Acque Risorgive, Venezia, Italia,
e-mail: c.bendoricchio@acquerisorgive.it

Franco Berardi
U.O. Difesa Suolo, Amministrazione Provinciale di Siena, Siena, Italia,
e-mail: berardi@provincia.siena.it

Laura Maria Bianchi
Geologo professionista, Lucca, Italia, e-mail: laurabianchi@perlambiente.org

Simone Bizzi
Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Italia,
e-mail: bizzi@elet.polimi.it

Bruno Boz
Biologo, libero professionista, Feltre, Italia, e-mail: bruno.boz@alice.it

Carlo Primo Brambilla
Parco Regionale Oglio Sud, Calvatone, Cremona, Italia, e-mail: direttore@ogliosud.it

Maria Cristina Bruno
Fondazione E. Mach, Centro Ricerca e Innovazione, San Michele all'Adige, Italia,
e-mail: cristina.bruno@fmach.it

Alfredo Caggianelli
Regione Emilia-Romagna Assessorato Sicurezza territoriale, Difesa Suolo e della Costa, Protezione Civile. Direzione generale Ambiente e Difesa del Suolo e della Costa. Servizio difesa del Suolo e della Costa e Bonifica, Bologna, Italia,
e-mail: acaggianelli@regione.emilia-romagna.it

Daniela Campana
Faculty of Science and Technology, Free University of Bozen–Bolzano, Bolzano,
e-mail: daniela.campana@natec.unibz.it

G. Carmignola
Ufficio caccia e pesca, PAB, Bolzano, Italia, e-mail: giorgio.carmignola@provinz.bz.it

Mauro Carolli
Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università di Trento, Trento, Italia,
e-mail: maurocarolli@gmail.com

Giovanni Carretta
Ingegneria 2P & associati s.r.l., San Donà di Piave, Italia,
e-mail: giovanni.carretta@ingegneria2p.it

Pierluigi Centore
Ufficio Conservazione della Natura. Regione Abruzzo, L'Aquila (AQ),
e-mail: pierluigi.centore@regione.abruzzo.it

Arianna Chines
Biologo professionista, Lucca, Italia, e-mail: ariannachines@gmail.com

Lorenzo Conti
P.O. U.O. Difesa Suolo, Amministrazione Provinciale di Siena e membro Comitato Tecnico del Bacino Regionale Toscana Costa, Regione Toscana, Siena, Italia,
e-mail: lconti@provincia.siena.it

Paolo Cornelio
Consorzio di Bonifica Acque Risorgive, Venezia, Italia,
e-mail: p.cornelio@acquerisorgive.it

Bruna Comini
ERSAF Lombardia, Gargnano (BS), e-mail Bruna.Comini@ersaf.lombardia.it

Francesco Comiti
Faculty of Science and Technology, Free University of Bozen-Bolzano, Bolzano

Claudio Comoglio
Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture, Politecnico di Torino, Torino, Italia, e-mail: claudio.comoglio@polito.it

Giuseppe Crosa
Università degli Studi dell'Insubria, Varese, Italia

Daniele Cuizzi
EURECO Studio Associato, Mantova, Italia, e-mail: eureco@studioeureco.com

Cristina Dalla Valle
Veneto Agricoltura, Veneto, Italia, e-mail: cristina.dallavalle@venetoagricoltura.org

A. Declara
Bressanone, Italia, declaraandie@brennercom.net

Vincenzo Maria Di Agostino
Dipartimento di Scienze della Terra, della Vita e dell'Ambiente (DiSTeVA), Università di Urbino, Campus scientifico "E. Mattei", Italia, e-mail:
vincenzo.diagostino@uniurb.it

Monica Di Francesco
Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Assergi – L'Aquila (AQ),
e-mail:monica.difrancesco@gransassolagapark.it

Consorzio D.R.I.F.T. (Alberto E. Conelli)
Composizione: Oikos 2000 - Consulenza e ingegneria ambientale Sagl, CH-6513 Monte Carasso (TI, Svizzera); CSD Ingegneri SA (capofila), Via Lucchini 12, CH-6901 Lugano

(TI, Svizzera); ETEC écologie aquatique Sàrl, Rue de Lausanne 39, CH-1950 Sion (VS, Svizzera); Drosera écologie appliquée SA, Chemin de la Poudrière 36, CH-1950 Sion (VS, Svizzera), e-mail: alberto.conelli@oikos2000.com

Alessandro Errico
Ingegneria dei Biosistemi Agrari e Forestali, Università di Firenze, Firenze, Italia, e-mail: errico.alessandro@gmail.com

Paolo Espa
Università degli Studi dell'Insubria, Como, Italia

Christian Farioli
Autorità di bacino del Fiume Po, Parma, Italia, e-mail: christian.farioli@adbpo.it

Alex Festi
Studio Limnologia Adami; Bolzano, Italia, e-mail: alex.festi@rolmail.net

Federica Filippi
Agenzia Interregionale per il fiume Po (AIPo), Parma, Italia, e-mail: federica.filippi@agenziapo.it

Giordano Fossi
Studio associato Elementi, Firenze, Italia, e-mail: fossi@studioelementi.it

Gherardo Fracassi
ERSAF Lombardia, Gargnano (BS), e-mail: Gherardo.Fracassi@ersaf.lombardia.it

Lorenzo Furlan
Veneto Agricoltura, Veneto, Italia, e-mail: lorenzo.furlan@venetoagricoltura.org

Willigis Gallmetzer
Ripartizione Opere Idrauliche, Provincia Autonoma Bolzano – Alto Adige, Bolzano, Italia, e-mail: willigis.gallmetzer@provincia.bz.it

Gaetano Gentili
GRAIA Srl, Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, Varano Borghi (VA), Italia, e-mail: gaetano.gentili@graia.eu

Daniela Ghia
Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia, Pavia, e-mail daniela.ghia@unipv.it

Caterina Ghiraldo
Ripartizione Opere idrauliche, Provincia Autonoma di Bolzano, Bolzano

Francesco Giammarchi
Faculty of Science and Technology, Free University of Bozen-Bolzano, Bolzano

F. Glaser
Technisches Büro für Biologie, Absam, Austria, e-mail: aon.912983885@aon.at

Bruno Golfieri
Dipartimento di Geoscienze, Università degli Studi di Padova, Padova, Italia, e-mail: brunogolfieri@libero.it

Walter Gostner
Laboratorio di Costruzioni Idrauliche, Politecnico di Losanna EPFL, Svizzera,
e-mail: w.gostner@ipp.bz.it

Franco Govoni
Comune di San Giovanni in Persiceto, (BO), Italia, e-mail:
FGovoni@comunepersiceto.it

Bruna Gumiero
Dipartimento di biologia evoluzionistica e sperimentale, Università di Bologna, Italia,
e-mail: bruna.gumiero@unibo.it

Sönke Hardersen
Corpo Forestale dello Stato, Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale, "Bosco Fontana" di Verona, Marmirolo (MN), Italia,
e-mail: s.hardersen@gmail.com

Peter Hecher
Ripartizione Opere Idrauliche, Provincia Autonoma di Bolzano, Bolzano, Italia,
e-mail: peter.hecher@provinz.bz.it

Thomas Kiebacher
Laboratorio biologico dell'Agenzia provinciale per l'ambiente, Laives, Bolzano

Kathrin Kofler
Studio Arge-Natura, Bolzano, Italia, e-mail: info@arge-natura.com

Laura Marianna Leone
Biologo professionista, Lucca, Italia, e-mail: laura@intuire.it

Roberto Lia
ARPA Valle d'Aosta, Saint-Christophe (AO), e-mail: r.lia@arpa.vda.it

Birgit Loesch
Laboratorio biologico dell'Agenzia provinciale per l'ambiente, Laives, Bolzano

Alberto Lugoboni
Regione Lombardia, DG Agricoltura, Milano, Italia,
e-mail: alberto_lugoboni@regione.lombardia.it

Bruno Maiolini
IASMA Research and Innovation Centre, Fondazione Edmund Mach, S. Michele all'Adige (TN), Italia, e-mail: bruno.maiolini@fmach.it; Fondazione E. Mach, Centro Ricerca e Innovazione, San Michele all'Adige, Italia, e-mail: bruno.maiolini@fmach.it

Andrea Mammoliti Mochet
ARPA Valle d'Aosta, Saint-Christophe (AO), e-mail: a.mammolitimochet@arpa.vda.it

Marzia Marrone
Centro di Scienze Ambientali. Consorzio Mario Negri Sud, Santa Maria Imbaro (CH),
e-mail marrone@negrisud.it

Giustino Mezzalira
Veneto Agricoltura, Veneto, Italia, e-mail: giustino.mezzalira@venetoagricoltura.org

Maria Rita Minciardi
ENEA – UTTS, Centro Ricerche ENEA di Saluggia, Saluggia (VC),
e-mail: mariarita.minciardi@enea.it

Marco Monaci
Libero professionista, Castelnuovo Rangone (MO), Italia, e-mail:
mm.monaci@gmail.com; CIRF (Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale),
Mestre, Italia, e-mail: m.monaci@cirf.org

Andrea Morisi
Comune di San Giovanni in Persiceto, (BO), Italia, e-mail: amorisi@caa.it

Daniele Moroni
Provincia di Sondrio, Sondrio, Italia, e-mail: dmoroni@provincia.so.it

Fernanda Moroni
Autorità di bacino del Fiume Po, Parma, Italia, e-mail: fernanda.moroni@adbpo.it

Elisa Morri
Dipartimento di Scienze della Terra, della Vita e dell'Ambiente (DiSTeVA), Università
di Urbino, Campus scientifico "E. Mattei", Italia

Martin Moser
Rip. Opere idrauliche, Provincia Autonoma di Bolzano, Bolzano

Andrea Nardini
Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF), Viale Garibaldi 44/A, I- 30173
Mestre (VE), Italia, e-mail: a.nardini@cirf.org

Piero Antonio Nardi
Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia, Pavia,
e-mail pa.nardi@unipv.it

T.B. Nössing
ArgeNatura SNC, Bolzano, Italia, e-mail: info@arge-natura.com

Tommaso Pagliani
Centro di Scienze Ambientali. Consorzio Mario Negri Sud, Santa Maria Imbaro (CH),
e-mail pagliani@negrisud.it

Piotr Parasiewicz
Rushing Rivers Institute, Amherst, MA, USA / S. Sakowicz Inland Fisheries Institute,
śabieniec, Poland, e-mail: piotr@rushingrivers.org

Fausto Pardolesi
Regione Emilia Romagna – Servizio Tecnico di Bacino Romagna, Forlì, Italia,
e-mail: fapardolesi@regione.emila-romagna.it

Sara Pavan
Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF), Viale Garibaldi 44/A, I- 30173
Mestre (VE), Italia, e-mail: s.pavan@cirf.org

Francesca Pianosi
Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Italia, e-mail: pianosi@elet.polimi.it

Federica Piccoli
Centro di Scienze Ambientali. Consorzio Mario Negri Sud, Santa Maria Imbaro (CH) e-mail piccoli@negrisud.it

Rudolf Pollinger
Ripartizione Opere Idrauliche, Provincia Autonoma Bolzano – Alto Adige, Bolzano, Italia, e-mail: rudolf.pollinger@provincia.bz.it

Silvano Porfirio
Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Assergi – L'Aquila (AQ) e-mail porfirio.silvano@gmail.com

Federico Preti
Ingegneria dei Biosistemi Agrari e Forestali, Università di Firenze, Firenze, Italia, e-mail: federico.preti@unifi.it

Tiziano Putelli
Repubblica e Cantone del Ticino, Dipartimento del Territorio, Ufficio Caccia e Pesca, Bellinzona, Svizzera, e-mail: tiziano.putelli@ti.ch

Cesare Mario Puzzi
GRAIA Srl, Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, Varano Borghi (VA), Italia, e-mail: cesare.puzzi@graia.eu

Sara Raffaelli
U.T. Genio Civile di Siena e Segreteria Tecnica del Bacino di Interesse Regionale Toscana Costa, Regione Toscana, Siena, Italia, e-mail: sara.raffaelli@regione.toscana.it

Franca Ricciardelli
Regione Emilia-Romagna Assessorato Sicurezza territoriale, Difesa Suolo e della Costa, Protezione Civile. Direzione generale Ambiente e Difesa del Suolo e della Costa. Servizio difesa del Suolo e della Costa e Bonifica, Bologna, Italia – e-mail: fricciardelli@regione.emilia-romagna.it

Riccardo Santolini
Dipartimento di Scienze della Terra, della Vita e dell'Ambiente (DiSTeVA), Università di Urbino, Campus scientifico "E. Mattei", Italia

Massimo Sartorelli
GRAIA Srl, Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, Varano Borghi (VA), Italia

Mabell Scoccia
Ufficio Conservazione della Natura. Regione Abruzzo, L'Aquila (AQ) e-mail m.scoccia@gmail.com

Rodolfo Soncini Sessa
Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Italia, e-mail: soncini@elet.polimi.it

Davide Sormani
Servizio Tecnico di Bacino Romagna, Regione Emilia-Romagna, Forlì, Italia,
e-mail: dsormani@regione.emilia-romagna.it

Michele Spairani
Eaulogie s.r.l., Aosta, Italia e-mail: michele.spairani@eaulogie.com

Hanspeter Staffler
Prov. Autonoma di Bolzano Alto Adige, Ripartizione Protezione Civile, Bolzano,
e-mail: hanspeter.staffler@provincia.bz.it

K.H. Steinberger
Innsbruck, Austria, e-mail: Karl-Heinz.Steinberger@uibk.ac.at

Nicola Surian
Dipartimento di Geoscienze, Università degli Studi di Padova, Padova, Italia,
e-mail: nicola.surian@unipd.it

Sauro Teodori
Dipartimento di Scienze della Terra, della Vita e dell'Ambiente (DiSTeVA), Università di Urbino, Campus scientifico "E. Mattei", Italia

Thomas Thaler
Ripartizione Opere Idrauliche, Provincia Autonoma di Bolzano, Bolzano, Italia,
e-mail: Thomas.Thaler@provincia.bz.it

Giustino Tonon
Faculty of Science and Technology, Free University of Bozen-Bolzano, Bolzano

Giuliano Trentini
Studio associato Elementi, Firenze, Italia, e-mail: trentini@studioelementi.it

Mario Vannuccini
EURECO Studio Associato, Mantova, Italia, e-mail: eureco@studioeureco.com

Mirella Vergnani
Agenzia Interregionale per il fiume Po (AIPo), Parma, Italia,
e-mail: mirella.vergnani@agenziapo.it

Paolo Vezza
Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture, Politecnico di Torino, Torino, Italia / Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras, Universidad Politécnica de Valencia, Spagna,
e-mail: paolo.vezza@polito.it / paovez@upv.es

Gianluca Vignoli
CISMA srl Bolzano, Italia, e-mail: gianluca.vignoli@cisma.bz.it

Lorenza Zanni
Comune di San Giovanni in Persiceto (BO), Italia, e-mail: LZanni@comunepersiceto.it

Andreas Zischg
Abenis Alpinexpert, Bolzano, Italia, e-mail: a.zischg@abenis.it